

Umsetzung der
europäischen
Wasserrahmenrichtlinie
(2000/60/EG)

Bericht zur Bestandsauf- nahme für Luxemburg

2014



LE GOUVERNEMENT
DU GRAND-DUCHÉ DE LUXEMBOURG
Ministère du Développement durable
et des Infrastructures

Administration de la gestion de l'eau

Ausgearbeitet von



LE GOUVERNEMENT
DU GRAND-DUCHÉ DE LUXEMBOURG
Ministère du Développement durable
et des Infrastructures

Administration de la gestion de l'eau

Administration de la gestion de l'eau
1, avenue du Rock'n'Roll
L-4361 Esch-sur-Alzette
E-Mail: dce@eau.etat.lu

in Zusammenarbeit mit



Fresh Thoughts Consulting GmbH
Auhofstrasse 4/7
A-1130 Wien



Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5
A-1090 Wien

Oktober 2014

1.	EINLEITUNG	13
1.1	Einteilung der Gewässer gemäß der WRRL	13
1.2	Ziele und Zeitplan der WRRL.....	13
1.3	Ausnahmeregelungen der WRRL	15
1.4	Die Bestandsaufnahme.....	15
1.5	Der Bewirtschaftungsplan und das Maßnahmenprogramm	15
2.	ALLGEMEINE BESCHREIBUNG DER FLUSSGEBIETSEINHEITEN IN LUXEMBURG	18
2.1	Das Großherzogtum Luxemburg	18
2.1.1	Die Gewässer in Luxemburg	18
2.1.2	Charakteristik der Naturräume Ösling und Gutland	20
2.1.2.1	Ösling.....	20
2.1.2.2	Gutland	21
2.1.3	Bevölkerung und Verkehr	22
2.1.4	Klima.....	24
2.1.5	Hydrologie, Abflussgeschehen und Hochwassermanagement.....	24
2.1.6	Bodennutzung	28
2.1.7	Naturparke	28
2.1.8	Gewerbe und Industrie	28
2.1.9	Wasserentnahmen.....	29
2.2	Die Flussgebietseinheiten in Luxemburg	29
3.	ZUSTÄNDIGE BEHÖRDEN	32
3.1	Zuständige nationale Behörden.....	32
3.2	Internationale Zusammenarbeit	33
3.2.1	Die internationale Flussgebietseinheit Rhein	33
3.2.2	Die internationale Flussgebietseinheit Maas.....	34
4.	OBERFLÄCHENGEWÄSSER	35
4.1	Beschreibung der Oberflächengewässer	35
4.1.1	Kategorisierung und Typisierung der OWK.....	35
4.1.1.1	Ökoregionen	35
4.1.1.2	Gewässerkategorien in Luxemburg.....	35
4.1.1.3	Fließgewässertypen in Luxemburg.....	35
4.1.2	Typspezifische Referenzbedingungen	38
4.1.2.1	Methodik zur Ausweisung von typspezifische Referenzbedingungen	39
4.1.2.2	Ergebnisse zur Ausweisung von typspezifische Referenzbedingungen	40
4.1.3	Interkalibrierung.....	41
4.2	Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper	43
4.2.1	Ausweisung von natürlichen Oberflächenwasserkörpern	43
4.2.1.1	Methodik zur Ausweisung von natürlichen Oberflächenwasserkörpern.....	43
4.2.1.2	Ergebnisse zur Ausweisung von natürlichen Oberflächenwasserkörpern	44
4.2.2	Gruppierung von Wasserkörpern	48

4.2.3	Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern.....	48
4.2.2.1	Methodik zur HMWB-Ausweisung in Luxemburg	49
4.2.2.2	Ergebnisse der Überprüfung der HMWB-Ausweisung in Luxemburg	50
4.2.2.3	Ermittlung des guten ökologischen Potenzials von erheblich veränderten Oberflächengewässern.....	55
4.3	Beschreibung der Messstellen und des Monitorings der Oberflächengewässer.....	58
4.3.1	Überblicksweise Überwachung	59
4.3.1.1	Fließgewässer	59
4.3.1.2	Stehende Gewässer	67
4.3.2	Operative Überwachung.....	67
4.3.2.1	Fließgewässer	67
4.3.2.2	Stehende Gewässer	71
4.3.3	Überwachung zu Ermittlungszwecken.....	71
4.4	Signifikante anthropogene Belastungen der Oberflächengewässer	74
4.4.1	Signifikante punktuelle Schadstoffquellen.....	75
4.4.1.1	Einleitungen von vorgereinigtem/behandeltem Abwasser aus kommunalen (mechanischen und biologischen) Kläranlagen.....	75
4.4.1.2	Industrielle Direkteinleiter	77
4.4.1.3	Einleitung von prioritären Stoffen gemäß Emissionskataster und von flussgebietspezifischen Schadstoffen.....	79
4.4.1.4	Sonstige Betriebe	83
4.4.2	Signifikante diffuse Schadstoffquellen.....	83
4.4.2.1	Land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung	83
4.4.2.2	Straßenabwässer.....	86
4.4.2.3	Atmosphärische Deposition.....	86
4.4.2.4	Bestätigte Altlasten	86
4.4.2.5	Nicht zuordenbare diffuse Quellen	87
4.4.3	Signifikante Wasserentnahmen.....	88
4.4.4	Abflussregulierungen mit Auswirkungen auf die Durchgängigkeit	88
4.4.5	Morphologische Veränderungen	89
4.4.6	Sonstige anthropogene Belastungen	90
4.4.6.1	Klimawandel	90
4.4.6.2	Frachtschifffahrt.....	90
4.4.6.3	Freizeitnutzungen	90
4.4.6.4	Salzbelastungen	91
4.4.6.5	Signifikante Wärmeeinleitungen	91
4.5	Zustandsbewertung	91
4.5.1	Beschreibung und Bewertungsverfahren des ökologischen Zustandes	92
4.5.1.1	Typspezifische Bewertung und Klassengrenzen der biologischen Qualitätselemente .	92
4.5.1.2	Typspezifische Bewertung und Klassengrenzen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten.....	100
4.5.1.3	Hydromorphologische Qualitätskomponenten	106
4.5.2	Ökologischer Gewässerzustand in Luxemburg.....	114
4.5.2.1	Vorgehen und Repräsentativität	114
4.5.2.2	Ergebnisse der Bestandsaufnahme für den ökologischen Zustand.....	116
4.5.3	Beschreibung und Bewertungsverfahren des chemischen Zustandes	118
4.5.4	Chemischer Gewässerzustand in Luxemburg.....	122
4.5.5	Übersicht des Gewässerzustandes in Luxemburg.....	125
4.6	Einschätzung der Zielerreichung und Ausweisung der gefährdeten Oberflächenwasserkörper	127

4.6.1	Verfahren zur Einschätzung der Zielerreichung für die OWK	127
4.6.2	Ergebnisse der Risikoabschätzung	128
4.6.3	Darstellung der Ergebnisse	129
5.	GRUNDWASSER.....	130
5.1	Beschreibung der Grundwasserkörper.....	130
5.1.1	Abgrenzung der Grundwasserkörper	130
5.1.1.1	Angewandte Methodik	130
5.1.1.2	Grundwasserkörper in Luxemburg	130
5.1.1.3	Grenzüberschreitende Grundwasserkörper	134
5.1.2	Allgemeine Charakteristik der über dem Grundwasser liegenden Schichten	134
5.1.2.1	Angewandte Methodik	134
5.1.2.2	Deckschichtensituation in den Grundwasserkörpern	135
5.2	Belastung der Grundwasserkörper	136
5.3	Belastungen der Grundwasserkörper durch Schadstoffquellen.....	136
5.3.1	Angewandte Methodik	137
5.3.2	Belastungen durch diffuse Schadstoffquellen	137
5.3.2.1	Belastungen durch Nitrate	138
5.3.2.2	Belastungen durch Pestizide	139
5.3.3	Belastung durch punktuelle Schadstoffquellen	139
5.3.3.1	Belastungen durch Altlasten	139
5.3.3.2	Belastungen durch kommunale Kläranlagen.....	140
5.3.3.3	Belastungen durch Straßenabwässer	140
5.3.4	Andere anthropogene Belastungen.....	140
5.3.4.1	Auswirkungen des Klimawandels	140
5.3.4.2	Salzbelastungen	141
5.3.4.3	Wärmeaustausch.....	141
5.3.4.4	CO ₂ -Lagerstätten.....	141
5.4	Belastungen der Grundwasserkörper durch Entnahmen	141
5.4.1	Angewandte Methodik	141
5.4.2	Belastungen durch Entnahmen	142
5.5	Künstliche Grundwasseranreicherung	144
5.6	Beurteilung des Risikos hinsichtlich Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der Grundwasserkörper bezüglich Schadstoffquellen	144
5.6.1	Angewandte Methodik	144
5.6.2	Ergebnisse.....	145
5.6.3	Beurteilung des Risikos hinsichtlich Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der grenzüberschreitenden Grundwasserkörper bezüglich Schadstoffquellen.....	148
5.7	Beurteilung des Risikos hinsichtlich Verfehlung des „guten mengenmäßigen“ Zustandes der Grundwasserkörper infolge Entnahmen	149
5.7.1	Methodik	149
5.7.2	Ergebnisse.....	149
5.7.3	Beurteilung des Risikos hinsichtlich Verfehlung des „guten mengenmäßigen“ Zustandes der grenzüberschreitenden Grundwasserkörper infolge Entnahmen (siehe auch Karte 5.12 im Anhang 1)	150
5.8	Weitergehende Beschreibung von Grundwasserkörpern, bei denen das Risiko der Zielverfehlung des guten chemischen Zustandes besteht	150
5.8.1	Angewandte allgemeine Methodik.....	150
5.8.2	Hydrochemische Hintergrundkonzentrationen	151

5.8.2.1	Methodik	151
5.8.2.2	Ergebnisse.....	152
5.8.3	Grundwasserkörper Devon.....	152
5.8.3.1	Geologische, hydrogeologische Merkmale	153
5.8.3.2	Grundwasserbeschaffenheit.....	153
5.8.3.3	Beziehung Oberflächengewässer.....	154
5.8.4	Grundwasserkörper Trias-Nord	154
5.8.4.1	Geologische, hydrogeologische Merkmale	154
5.8.4.2	Grundwasserbeschaffenheit.....	154
5.8.4.3	Beziehung Oberflächengewässer.....	155
5.8.5	Grundwasserkörper Trias-Ost	155
5.8.5.1	Geologische, hydrogeologische Merkmale	155
5.8.5.2	Grundwasserbeschaffenheit.....	155
5.8.5.3	Beziehung Oberflächengewässer.....	156
5.8.6	Grundwasserkörper Unterer Lias	156
5.8.6.1	Grundwasserbeschaffenheit.....	156
5.8.6.2	Beziehung Oberflächengewässer.....	157
5.9	Weitergehende Beschreibung von Grundwasserkörpern, bei denen das Risiko der Zielverfehlung des guten mengenmäßigen Zustandes besteht	157
5.10	Unsicherheiten und Datenlücken bei der IST-Bestandsanalyse	158
6.	WIRTSCHAFTLICHE ANALYSE.....	159
6.1	Einleitung	159
6.2	Datengrundlage und Verfahren der Aufstellung der wirtschaftlichen Analyse	159
6.3	Wirtschaftliche Bedeutung der Wassernutzungen	160
6.3.1	Wassergewinnungsanlagen	160
6.3.2	Öffentliche Wasserversorgung	161
6.3.3	Private Wasserversorgung	162
6.3.4	Öffentliche Abwasserentsorgung.....	162
6.3.5	Landwirtschaft.....	163
6.3.6	Schifffahrt.....	163
6.3.7	Wasserkraft.....	164
6.4	Baseline Scenario 2021 – Entwicklung der Wassernutzungen	164
6.4.1	Einleitung.....	164
6.4.2	Entwicklung der gesamtwirtschaftlichen Zahlen.....	164
6.4.3	Die Entwicklung des Wasserdargebots	165
6.5	Kostendeckung der Wasserdienstleistungen	165
6.5.1	Einleitung	165
6.5.2	Harmonisierte Methode der Kostenerhebung	166
6.5.3	Kostenausgleich	169
6.5.3.1	Geographischer Kostenausgleich im Trinkwasser	169
6.5.3.2	Geographischer Kostenausgleich im Abwasser.....	169
6.5.3.3	Ergebnisse nach dem geographischen Kostenausgleich	170
6.5.3.4	Ökonomischer Kostenausgleich	170
6.5.3.5	Ergebnisse nach geographischem und ökonomischem Kostenausgleich	171
6.5.4	Die Kostendeckung der Wasserdienstleistungen.....	171
6.5.5	Entwicklung des Kostendeckungsgrads der Wasserwirtschaft	172

7.	VERZEICHNIS DER SCHUTZGEBIETE	173
7.1	Trinkwasserentnahmegebiete	173
7.2	Schutzgebiete für aquatische Arten, die aus wirtschaftlicher Sicht bedeutend sind	176
7.3	Schutzgebiete von Erholungs- und Badegewässer.....	176
7.4	Nährstoffsensible und gefährdete Gebiete	178
7.5	Oberflächenwasserabhängige Vogelschutz- und FFH-Gebiete (Natura 2000).....	178
8.	WASSERABHÄNGIGE ÖKOSYSTEME	181
8.1.	Grundwasserkörper mit direkt abhängigen Oberflächengewässer-Ökosystemen oder Landökosystemen (terrestrische Ökosysteme)	181
8.1.1	Angewandte Methodik	181
8.1.1.1	Grundwasserabhängige Oberflächengewässerökosysteme.....	181
8.1.1.2	Grundwasserabhängige Landökosysteme	181
8.1.2	Ergebnisse.....	183
8.1.2.1	Grundwasserabhängige Oberflächengewässerökosysteme.....	183
8.1.2.2	Grundwasserabhängige Landökosysteme	183
8.2	Oberflächenwasserabhängige terrestrische Ökosysteme	185
8.2.1	Angewandte Methodik	185
8.2.1.1	Abgrenzung von oberflächenwasserabhängigen Ökosystemen	185
8.2.1.2	Ermittlung der oberflächenwasserabhängigen Natura 2000 Gebiete	187
8.2.2	Ergebnisse.....	188
8.2.2.1	Natura 2000 Gebiete mit oberflächenwasserabhängigen Ökosystemen	188
8.2.2.2	Beeinträchtigungen der oberflächenwasserabhängigen Ökosysteme	191
9.	ANHÄNGE.....	193

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Auflistung der luxemburgischen Oberflächenwasserkörper die aus einem Nachbarstaat kommen und / oder ein Grenzgewässer mit einem Nachbarstaat bilden.....	19
Tabelle 2-2: Anteile Luxemburgs an der Internationalen Flussgebietseinheit (IFGE) Rhein und der Internationalen Flussgebietseinheit (IFGE) Maas	29
Tabelle 2-3: Gewässersteckbrief zum luxemburgischen Mosel-Saar Einzugsgebiet (Teil der internationalen Flussgebietseinheit Rhein)	30
Tabelle 2-4: Gewässersteckbrief zum luxemburgischen Chiers Einzugsgebiet (Teil der internationalen Flussgebietseinheit Maas).....	31
Tabelle 4-1: Harmonisierte Tabelle der Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg	37
Tabelle 4-2: Gewässertypen in der internationalen Flussgebietseinheit Rhein	38
Tabelle 4-3: Gewässertypen in der internationalen Flussgebietseinheit Maas.....	38
Tabelle 4-4: Interkalibrierungstypen für Luxemburg.....	41
Tabelle 4-5: Übersicht über die Ergebnisse der zweiten Interkalibrierungsphase	42
Tabelle 4-6: Liste der Oberflächenwasserkörper in Luxemburg	45
Tabelle 4-7: Verteilung der Oberflächenwasserkörper in Luxemburg.....	48
Tabelle 4-8: Verteilung der Entwässerungsflächen in Luxemburg.....	48
Tabelle 4-9: HMWB-Ausweisung und Begründung in Luxemburg im Einzugsgebiet Rhein.....	50
Tabelle 4-10: HMWB-Ausweisung und Begründung in Luxemburg im Einzugsgebiet Maas	53
Tabelle 4-11: Übersicht der Oberflächenwasserkörper, die, im Vergleich zu 2009, nicht mehr als HMWB ausgewiesen wurden	54
Tabelle 4-12: Bewertung des HÖP und des GÖP für die Qualitätskomponente „Makrophyten“ (MP) für die 8 ausgewählten HMWB	57
Tabelle 4-13: Bewertung des HÖP und des GÖP für die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ (MZB) für die 8 ausgewählten HMWB.....	57
Tabelle 4-14: Bewertung des HÖP und des GÖP für die Qualitätskomponente „Fische“ für die 8 ausgewählten HMWB	57
Tabelle 4-15: Gesamtbewertung des ökologischen Potenzials für die 8 ausgewählten HMWB	58
Tabelle 4-16: Übersicht der biologischen Komponenten, der hydromorphologischen Komponenten und der allgemein physikalisch-chemischen Komponenten, die gemäß den Vorgaben der WRRL für die überblicksweise Überwachung überwacht werden müssen.....	59
Tabelle 4-17: Übersicht der Messstellen zur Überblicksüberwachung in der internationalen Flussgebietseinheit Rhein	61
Tabelle 4-18: Übersicht der Messstellen zur Überblicksüberwachung in der internationalen Flussgebietseinheit Maas	61
Tabelle 4-19: Übersicht der flussgebietspezifischen Schadstoffe gemäß der großherzoglichen Verordnung vom 30. Dezember 2010	62
Tabelle 4-20: Chemisches Analyseprogramm an den Messstellen der Überblicksüberwachung (alle 28 Tage)	64
Tabelle 4-21: Zusammenfassung der Überblicksüberwachung in Luxemburg	66
Tabelle 4-22: Messstellen des operativen Monitorings zwischen 2007 und 2013	68
Tabelle 4-23: In 2014 neu definierte Messstellen des operativen Monitorings (Streamlining mit der Nitratrichtlinie).....	69
Tabelle 4-24: Messstellen, die ab 2014 nicht mehr operativ beprobt wurden.....	69
Tabelle 4-25: Wasserkörper, die im Bewirtschaftungsplan 2009 als „Not At Risk“ eingestuft worden waren	69
Tabelle 4-26: Zusammenfassung der operativen Überwachung in Luxemburg	70

Tabelle 4-27: Messstellen des Monitoringplans zu Ermittlungszwecken im Jahr 2013 zum Trinkwasserschutzzonenkonzept Stausee	73
Tabelle 4-28: Zusätzliche Messstellen des Monitoringplans zum Trinkwasserschutzzonenkonzept Stausee 2014.....	74
Tabelle 4-29: Zusammenfassung der Überwachung zu Ermittlungszwecken in Luxemburg	74
Tabelle 4-30: Anzahl der mechanischen und biologischen Kläranlagen in der internationalen Flussgebietseinheit Rhein (Stand 2013)	76
Tabelle 4-31: Anzahl der mechanischen und biologischen Kläranlagen in der internationalen Flussgebietseinheit Maas (Stand 2013)	76
Tabelle 4-32: Anzahl der kommunalen Kläranlagen in den internationalen Flussgebietseinheiten (IFGE) Rhein und Maas (Stand 2013).....	76
Tabelle 4-33: Auflistung der gemeldeten E-PRTR Betriebe mit Direkteinleitung in den Vorfluter (E- PRTR-Betriebe, die einen der wasserrelevanten Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie überschritten haben) (Stand 2012).....	78
Tabelle 4-34: Auflistung der gemeldeten E-PRTR Betriebe mit Indirekteinleitung über eine kommunale Kläranlage in den Vorfluter (E-PRTR-Betriebe, die einen der wasserrelevanten Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie überschritten haben) (Stand 2012)	78
Tabelle 4-35: Auflistung der E-PRTR Betriebe, die keinen der wasserrelevanten Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie überschritten haben, jedoch als mögliche signifikante Belastung angesehen werden (Stand 2012)	78
Tabelle 4-36: Auflistung der Nahrungsmittelbetriebe mit Direkteinleitung über 4.000 EWG	78
Tabelle 4-37: Substanzen, die gemäß dem Entscheidungsbaum in Abbildung 4-1 als signifikant einzuschätzen sind	81
Tabelle 4-38: Substanzen, die gemäß dem Entscheidungsbaum in Abbildung 4-1 als signifikant einzuschätzen sind (Daten aus Längsprofilen im Rahmen des Monitoring zu Ermittlungszwecken	82
Tabelle 4-39: Stickstoffeintrag in die Fließgewässer über diffuse Quellen in den luxemburgischen Teileinzugsgebieten des Rheins und der Maas (gemäß Nitratbericht für die Periode 2008-2011)	84
Tabelle 4-40: Übersicht der Altlastenflächen, die auf Grund ihrer Lage zum Gewässer eine mögliche Gefährdungsquelle für diese darstellen.....	87
Tabelle 4-41: Signifikante Wasserentnahmen aus Oberflächengewässern	88
Tabelle 4-42: Verteilung der Querbauwerke gemäß dem Querbauwerkekataster	89
Tabelle 4-43: Indexspannen der siebenstufigen Strukturgüte-Bewertung (LANUV-NRW 2012).....	89
Tabelle 4-44: Übersicht über die biologischen Qualitätskomponenten, die als besonders sensitiv für einzelne Belastungen gelten (gemäß RaKon Teil A der LAWA - Stand Sep. 2012, ergänzt).	91
Tabelle 4-45: Biologische Qualitätskomponenten für die Zustandsbestimmung der natürlichen Oberflächengewässer.....	92
Tabelle 4-46: Übersicht über die Verfahren zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten in Fließgewässern in Luxemburg	93
Tabelle 4-47: Klassengrenzen für den Fließgewässertyp VI der Qualitätskomponente Phytoplankton – Gesamtindex (Übertragung der Werte des LAWA-Typs 9.2)	98
Tabelle 4-48: Indexwerte und Zustandsklassen zur Herleitung der ökologischen Qualitätsverhältnisse (EQR) der Qualitätskomponente Phytoplankton für den See - Subtyp 9.....	98
Tabelle 4-49: Typspezifische Klassengrenzen der Teilkomponente Makrophyten (IBMR)	99
Tabelle 4-50: Klassengrenzen der Teilkomponente Diatomeen (IPS).....	99
Tabelle 4-51: Typspezifische Klassengrenzen des Qualitätselements Makrozoobenthos (IBG-DCE). 99	
Tabelle 4-52: Klassengrenzen des Qualitätselements Fische (IPR).....	100
Tabelle 4-53: Hintergrundwerte für allgemeine physikalisch-chemische Komponenten (gemäß OGewO 2011).....	102

Tabelle 4-54: Orientierungswerte für allgemeine physikalisch-chemische Komponenten (gemäß RaKon 2014).....	102
Tabelle 4-55: Zuordnung von Hintergrund- und Orientierungswerten für Temperatur und Delta Temperatur (RaKon 2007) zu den luxemburgischen Fließgewässertypen sowie zu den Ausprägungen der Fischgemeinschaften.....	103
Tabelle 4-56: Übersicht der Qualitätsziele für die flussgebietspezifischen Schadstoffe	104
Tabelle 4-57: Indexspannen der siebenstufigen Strukturgüte-Bewertung (LANUV-NRW 2012).....	107
Tabelle 4-58: Indexspannen der fünfstufigen Strukturgüte-Bewertung (LANUV-NRW 2012)	107
Tabelle 4-59: Anteile (%) der Strukturklassen je Hauptparameter bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet.....	107
Tabelle 4-60: Anteile (%) der Strukturklassen je Bewertungsbereich bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet.....	108
Tabelle 4-61: Gewässerstrukturgüte der luxemburgischen Oberflächengewässer von 2009	110
Tabelle 4-62: Gewässerstrukturgüte der zwei neuen Oberflächenwasserkörper	113
Tabelle 4-63: Überblick über die für die Zustandsbewertung genutzten Daten	114
Tabelle 4-64: Anzahl der Probenahmen der biologischen Parameter für den jeweiligen Wasserkörper	115
Tabelle 4-65: Publierte Biokonzentrationsfaktoren (BKF) für Frischwasserorganismen (Fische und Mollusken) für Hexachlorbenzol Hexachlorbutadien und Quecksilber	120
Tabelle 4-66: UQN-Werte für Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien und Quecksilber (fett: Werte zur Ermittlung des chemischen Zustandes)	121
Tabelle 4-68: Überschreitungen des UQN resp. des halben UQN-Wertes für prioritäre Substanzen an den Überblicksüberwachungsmessstellen	123
Tabelle 4-69: Überschreitungen des UQN resp. des halben UQN-Wertes für prioritäre Substanzen an zusätzlich eingerichteten Messstellen	123
Tabelle 4-70: Festlegung des Zustandes für die natürlichen Oberflächengewässer	126
Tabelle 4-71: Ökologischer Zustand der luxemburgischen natürlichen Oberflächenwasserkörper....	126
Tabelle 4-72: Chemischer Zustand der luxemburgischen natürlichen Oberflächenwasserkörper	126
Tabelle 4-73: Ökologisches Potenzial der luxemburgischen als HMWB eingestuften Oberflächenwasserkörper	127
Tabelle 4-74: Einschätzung der Zielerreichung für den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial und den chemischen Zustand für die Oberflächenwasserkörper der IFGE Rhein bis 2021	128
Tabelle 4-75: Einschätzung der Zielerreichung für den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial und den chemischen Zustand für die Oberflächenwasserkörper der IFGE Maas bis 2021	128
Tabelle 5-1: Grundwasserkörper in Luxemburg (Stand 2013).....	130
Tabelle 5-2: Charakteristiken der Grundwasserkörper Luxemburgs (Zusammenfassung)	132
Tabelle 5-3: Übersicht identifizierter bedeutender Belastungen durch Schadstoffquellen der Grundwasserkörper Luxemburgs	136
Tabelle 5-4: Verteilung der Landnutzung in den unterschiedlichen Grundwasserkörper	137
Tabelle 5-5: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen von 79 Quellen in Abhängigkeit der Flächennutzung	138
Tabelle 5-6: Verteilung der Nitratkonzentrationen an 347 Grundwassermessstellen im Zeitraum 2008-2010 (Auszug Berichterstattung Nitratrichtlinie)	139
Tabelle 5-7: Übersicht identifizierter mengenmäßiger Belastungen der Grundwasserkörper Luxemburgs	143
Tabelle 5-8: Verteilung der Grundwasserentnahmen auf die Grundwasserkörper (Referenzjahr 2012)	143

Tabelle 5-9: Nitrat zur Risikobeurteilung hinsichtlich der Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der Grundwasserkörper.....	146
Tabelle 5-10: Pestizid-Einzelsubstanzen zur Risikobeurteilung hinsichtlich der Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der Grundwasserkörper	147
Tabelle 5-11: Pestizid-Summe zur Risikobeurteilung hinsichtlich der Verfehlung des „guten Zustandes“ der Grundwasserkörper	148
Tabelle 5-12: Risikobeurteilung hinsichtlich der Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der Grundwasserkörper Zielhorizont (siehe auch Karte 5.11 im Anhang 1)	148
Tabelle 5-13: Hydrochemische Hintergrundwerte	152
Tabelle 5-14: Verteilung der Nitratkonzentrationen an 204 Grundwassermessstellen im Grundwasserkörper Unterer Lias (GW-Mitigation, 2014).....	157
Tabelle 6-1: Wasserdienstleistungen – Vor Kostenausgleich	168
Tabelle 6-2: Kostendeckungsgrade (2008-2012)	172
Tabelle 7-1: Auflistung der Schutzgebiete in Luxemburg.....	173
Tabelle 7-2: Die Trinkwasserschutzgebiete für Oberflächengewässer und Grundwasser in Luxemburg	176
Tabelle 7-3: Verteilung der Salmoniden- und Cyprinidengewässer in Luxemburg	176
Tabelle 7-4: Übersicht der Badegewässer und der Überwachungsstellen für Badegewässer in Luxemburg (Stand 2014)	177
Tabelle 8-1: Grundwasserabhängige Landökosysteme.....	184
Tabelle 8-2: Liste der oberflächenwasserabhängigen Biotoptypen in Luxemburg	186
Tabelle 8-3: Übersicht der Natura 2000 Gebiete mit einer hohen Bedeutung für OWAÖ und den dort vorhandenen Oberflächenwasserkörper (Einzugsgebiete der OWK)	188

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Zeitplan zur Umsetzung der WRRL.....	14
Abbildung 2-1: Schwankungen im täglichen Wasserverbrauch der Stadt Luxemburg: die blauen Punkte stellen den Wasserverbrauch an den Arbeitstagen, die roten Punkte den der Wochenenden (Samstag und Sonntag) dar	23
Abbildung 2-2: Durchschnittlicher Tages Abflusswert der Alzette gemessen an der Pegelstation Mersch für den Zeitraum vom 1. Januar 2009 bis zum 31. Dezember 2013	25
Abbildung 2-3: Durchschnittlicher Tagesabflusswert der Sauer gemessen an der Pegelstation Diekirch für den Zeitraum vom 1. Januar 2009 bis zum 31. Dezember 2013	26
Abbildung 2-4: Karte der 15 luxemburgischen Fließgewässer, für welche ein signifikantes Hochwasserrisiko besteht und somit Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten erstellt wurden	27
Abbildung 3-1: Gliederung der Administration de la gestion de l'eau	33
Abbildung 4-1: Vorgehensweise zur Identifikation von signifikanten Einleitungen von prioritären (gefährlichen) und flussgebietspezifischen Stoffen	80
Abbildung 4-2: Darstellung der Orthophosphat-Konzentrationen pro Oberflächenwasserkörper (Daten für das Jahr 2012)	85
Abbildung 4-3: Anteile (%) der Strukturklassen je Hauptparameter bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet.....	108
Abbildung 4-4: Anteile (%) der Strukturklassen je Bewertungsbereich bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet.....	109
Abbildung 8-1: Methodik zur Ermittlung von grundwasserabhängigen Landökosystemen (GWATÖ) und Natura 2000-Zonen mit GWATÖ	182
Abbildung 8-2: Ermittlung der Stellung von Natura 2000 Gebieten in Bezug zu oberflächenwasserabhängigen Ökosystemen (OWAÖ)	187
Abbildung 8-3: Darstellung der Beeinträchtigungen mit Bezug zum Oberflächenwasser für die Natura 2000 Gebiete mit OWAÖ (Quelle: MDDI 2007-2012, verändert)	192

1. Einleitung

Am 22. Dezember 2000 trat die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, kurz Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), in Kraft. Damit wurde erstmals europaweit eine einheitliche und gemeinsame Grundlage für die Bewirtschaftung der Gewässer geschaffen und das ökologische Gesamtziel des „guten Zustandes“, welcher bis Ende 2015 für alle Gewässer der EU erreicht werden soll, eingeführt. In Luxemburg sind die Vorgaben der WRRL im Wassergesetz vom 19. Dezember 2008 enthalten.

1.1 Einteilung der Gewässer gemäß der WRRL

Mit der WRRL wurde in der Europäischen Union eine ganzheitliche Betrachtung der Gewässer eingeführt. Die Gewässer werden nun nicht mehr nach administrativen Grenzen, sondern flussgebietsbezogen betrachtet, das heißt von ihrer Quelle bis zur Mündung ins Meer, inklusive aller Zuflüsse, dem zugehörigen Grundwasser, Übergangsgewässer und Küstengewässer. Gegebenenfalls müssen sie über Staatsgrenzen hinweg gemeinsam bewirtschaftet werden.

Als kleinste Managementeinheit sieht die WRRL den Wasserkörper vor. Wasserkörper sind die Betrachtungseinheiten, um den Zustand der Gewässer mit den Umweltzielen nach Artikel 4 WRRL zu beschreiben und bilden die kleinste bewirtschaftungsbare Einheit bei der Umsetzung der WRRL (siehe auch Kapitel 4.2 Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper). Die WRRL unterscheidet dabei verschiedene Klassen von Wasserkörpern:

- die natürlichen Oberflächenwasserkörper (OWK),
- die erheblich veränderten (HMWB, *heavily modified water body*) und künstlichen Oberflächenwasserkörper (AWB, *artificial water body*) sowie
- die Grundwasserkörper (GWK).

Nach der Wasserrahmenrichtlinie versteht man unter einem Oberflächenwasserkörper einen „einheitlichen und bedeutenden Abschnitt“ eines Gewässers, wie etwa ein See, ein Speicherbecken, ein Fließgewässer, ein Kanal, ein Teil eines Fließgewässers oder eines Kanals. Auch können mehrere kleine, einander sehr ähnliche Bäche zu einem einzigen Wasserkörper zusammengefasst sein. Oberflächenwasserkörper können als „erheblich verändert“ eingestuft werden, wenn sie durch menschliche Eingriffe in ihrer hydromorphologischen Struktur so stark beeinträchtigt sind, dass sie dadurch den guten ökologischen Zustand niemals erreichen können. Für sie gilt das Erreichen des guten ökologischen Potenzials. Dies kann beispielsweise der Fall bei Schifffahrtsstraßen, kanalisierten Gewässerabschnitten oder aufgestauten Flussabschnitten sein. „Künstliche“ Oberflächenwasserkörper sind vom Menschen geschaffene Gewässer an Orten, wo es ursprünglich kein Gewässer gab. Dies sind z. B. Kanäle oder Baggerseen. Ein Grundwasserkörper ist ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter.

1.2 Ziele und Zeitplan der WRRL

Hauptziel der WRRL ist es, dass alle europäischen Gewässer, das heißt Flüsse und Seen, das Grundwasser, die Küstengewässer sowie die Übergangsgewässer, die Süßgewässer mit Meeressgewässern verbinden (wie z. B. Flussdeltas), bis zum Jahr 2015 einen „guten Zustand“ erreichen. Genauer bedeutet dies:

- den guten ökologischen und guten chemischen Zustand für die natürlichen

2013	Überarbeitung und Aktualisierung der Bestandsaufnahme
2015	Erreichen des „guten Zustandes“ <i>Beginn des 2. Bewirtschaftungszyklus</i>
2021	<i>Beginn des 3. Bewirtschaftungszyklus</i>
2027	Letzte Frist für die Zielerreichung

1.3 Ausnahmeregelungen der WRRL

Gemäß Artikel 4 der WRRL sind die in der Richtlinie genannten Umweltziele grundsätzlich bis zum Ablauf des ersten Bewirtschaftungszyklus, das heißt bis Ende 2015, zu erreichen. Wenn aus bestimmten Gründen, z. B. wegen Problemen bei der technischen Durchführbarkeit oder unverhältnismäßig hoher Kosten, jedoch erkennbar ist, dass die Ziele bis zum vorgegebenen Zeitpunkt nicht erreicht werden können, können Ausnahmetatbestände gemäß Artikel 4.5 bis 4.8 in Anspruch genommen werden.

Solche Ausnahmetatbestände sind beispielsweise Fristverlängerungen zur Zielerreichung bis Ende 2021 oder 2027, die Festlegung weniger strenger Umweltziele oder eine vorübergehende Verschlechterung des Gewässerzustandes, die durch natürliche Ursachen oder höhere Gewalt, wie z. B. Überschwemmungen oder Dürren, hervorgerufen wurde. Die Inanspruchnahme solcher Ausnahmen ist jedoch an die Erfüllung strenger Voraussetzungen geknüpft und muss zudem detailliert begründet sein und regelmäßig überprüft werden.

1.4 Die Bestandsaufnahme

Der erste Schritt der praktischen Umsetzung der WRRL war die Erstellung einer umfassenden Bestandsaufnahme der Gewässer. In Luxemburg wurde im Jahr 2004 eine erste Bestandsaufnahme durchgeführt, die im Zeitraum 2007-2009 vervollständigt wurde. Bis Ende 2013, und danach alle sechs Jahre, muss die Bestandsaufnahme überprüft und gegebenenfalls aktualisiert werden. Die Aktualisierung für 2013 ist Inhalt dieses Berichts.

Gemäß Artikel 5 der WRRL beinhaltet die Bestandsaufnahme eine Analyse der Merkmale der nationalen Anteile an den ins Hoheitsgebiet fallenden Flussgebietseinheiten und ihrer Gewässer, eine Beurteilung der Auswirkungen aller bedeutenden anthropogenen Belastungen (z. B. Querbauwerke oder die Einleitung von Abwasser) auf den Zustand der Gewässer sowie eine wirtschaftliche Analyse der Wassernutzungen. Im Rahmen der Bestandsaufnahme ist zudem ein Verzeichnis bestimmter Schutzgebiete zu erstellen.

Anhand der Bestandsaufnahme kann so unter anderem erkannt werden, welche Gewässer wegen der bestehenden Belastungen die Qualitätsziele der WRRL bis Ende 2015, 2021 bzw. 2027, erreichen bzw. verfehlen werden sowie die Kostendeckung der Wasserdienstleistungen aufgezeigt werden.

1.5 Der Bewirtschaftungsplan und das Maßnahmenprogramm

Gemäß Artikel 13 der WRRL muss für jede Flussgebietseinheit ein Bewirtschaftungsplan (BWP) erstellt und veröffentlicht werden. Er bildet die Grundlage für die flussgebietsbezogene Bewirtschaftung der Gewässer und zählt, zusammen mit den Maßnahmenprogrammen, zu den Hauptinstrumenten bei der Umsetzung der WRRL.

Der Bewirtschaftungsplan einer Flussgebietseinheit enthält unter anderem eine allgemeine Beschreibung der Flussgebietseinheit, eine Zusammenfassung aller signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen auf die Gewässer, eine Zusammenfassung der wirtschaftlichen Analyse des Wassergebrauchs sowie eine Zusammenfassung der Maßnahmenprogramme zur Erreichung der Umweltziele (siehe auch Vorgaben in Anhang 7 der WRRL). Im Bewirtschaftungsplan müssen zudem die Inanspruchnahme von Ausnahmeregelungen und die festgestellten Misserfolge der durchgeführten Maßnahmen festgehalten werden. Dies ermöglicht es, die Wirksamkeit umgesetzter Maßnahmen zu überprüfen.

Nach Artikel 11 der WRRL müssen die Mitgliedstaaten für ihre Flussgebietseinheiten oder ihre nationalen Anteile an einer internationalen Flussgebietseinheit Maßnahmenprogramme erstellen. Solche Maßnahmenprogramme müssen von den Mitgliedstaaten durchgeführt werden, wenn die Zustandsanalyse ergibt, dass Wasserkörper die von der WRRL vorgegebenen Umweltziele nicht erfüllen. Die Maßnahmenprogramme werden auf der Ebene der Wasserkörper erstellt und enthalten Maßnahmen, die notwendig sind, um den guten Gewässerzustand zu erreichen.

Wie die Bewirtschaftungspläne wurden in Luxemburg auch die ersten Maßnahmenprogramme bis Ende 2009 aufgestellt und veröffentlicht² und gelten für den ersten sechsjährigen Bewirtschaftungszyklus. Ab 2015 müssen sie, unter Einbeziehung der Öffentlichkeit, dann alle sechs Jahre auf ihre Wirksamkeit überprüft und gegebenenfalls angepasst und fortgeschrieben werden. Eine Aktualisierung der Maßnahmenprogramme ist vor allem dann erforderlich, wenn die Umweltziele der WRRL bis Ende 2015 bzw. 2021 nicht erreicht werden.

Im ersten luxemburgischen Maßnahmenprogramm wurden die Maßnahmen zur Verbesserung bzw. zur Erhaltung des guten Zustandes in vier thematische Kategorien unterteilt. Es handelt sich hierbei um:

- siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen, welche generell Maßnahmen zur Behandlung des Abwassers aus der Industrie oder Siedlungsgebieten beinhalten wie beispielsweise der Bau oder die Erweiterung von Kläranlagen, Abwassersammlern (Kanäle) oder Bauwerken zur Mischwasserbehandlung (Regenüberlaufbecken, Stauraumkanäle). Diese Maßnahmen haben das Ziel, Verschmutzungen oder übermäßige Wasserentnahmen aus menschlichen Siedlungstätigkeiten und ökonomischen Aktivitäten, wie z. B. der Industrie oder dem Tourismus, zu reduzieren.
- hydromorphologische Maßnahmen. Dies sind Maßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie wie z. B. der biologischen Durchgängigkeit. Das Spektrum der Maßnahmen umfasst die Entfernung von Querbauwerken, den Bau von Fischauftieghilfen sowie die Verbesserung der Struktur von Uferzonen und Gewässersohlen z. B. durch Renaturierung.
- landwirtschaftliche Maßnahmen. Sie finden Anwendung im landwirtschaftlichen Bereich und sollen die Belastung von Grundwasser und Oberflächengewässern durch diffuse Einträge aus der Landwirtschaft, wie z. B. Nährstoff- oder Pestizideinträge, reduzieren.
- begleitende und administrative Maßnahmen. Im Unterschied zu den Maßnahmen der drei vorherigen Kategorien sind diese nicht-technischer Natur. Sie sind notwendig, um die technischen Maßnahmen umzusetzen und beinhalten z. B. wasserrechtliche Bewilligungen, die Einführung des Kostendeckungsprinzips der Wasserdienstleistungen, die Schulung der Landwirte oder Änderungen in Gesetzen und Verordnungen.

² http://www.eau.public.lu/directive_cadre_eau/2009-2015_1er_cycle/index.html

Das Maßnahmenprogramm wurde zudem so aufgebaut, dass für jeden Wasserkörper die aktuellen Defizite, die geplanten Maßnahmen sowie die geschätzte Zielerreichung dargestellt sind. Die vorliegende Bestandsaufnahme dient als Grundlage für die bis Ende 2015 abzuschließende Überarbeitung des luxemburgischen Maßnahmenprogramms, da sie die vorhandenen und voraussichtlichen Defizite in Bezug auf die Wasserqualität aufzeigt.

Um eine einheitliche Gewässerbewirtschaftung über politische und administrative Grenzen hinweg zu gewährleisten, müssen die Mitgliedstaaten ihre Zusammenarbeit bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme untereinander koordinieren.

2. Allgemeine Beschreibung der Flussgebietseinheiten in Luxemburg

Das Großherzogtum Luxemburg ist trotz seiner verhältnismäßig kleinen Flächengröße von 2.586 km² von einer erstaunlich vielgestaltigen physisch-geographischen Landesnatur geprägt. Diese Vielfalt beruht nicht auf größeren Unterschieden in der Höhenzonierung und den klimatischen Verhältnissen, sondern auf den rasch wechselnden geologisch-geomorphologischen Voraussetzungen.

2.1 Das Großherzogtum Luxemburg

2.1.1 Die Gewässer in Luxemburg

Das Spektrum der Fließgewässer in Luxemburg reicht von kleinen Wiesen- und Gebirgsbächen über Flüsse verschiedenster Ausprägung bis zum schiffbaren Strom wie die Mosel. Fast alle Fließgewässer entwässern letztlich in die Mosel und zählen damit zum Rheineinzugsgebiet. Nur die Korn (Chiers) fließt im Westen in das Einzugsgebiet der Maas. Zusätzlich fließt ein kleiner Bach im äußersten Norden des Landes zur Ourthe, die bei Lüttich wiederum in die Maas mündet.

Mit einer Länge von 136 km auf luxemburgischem Territorium ist die Sauer das längste Fließgewässer in Luxemburg. Danach kommen die Alzette (68 km), die Our (51 km), die Eisch (49 km) und die Mosel (37 km). Auf der insgesamt 135 km langen deutsch-luxemburgischen Grenze bilden die Grenzgewässer Our, Sauer und Mosel auf rund 128 km die Grenze zwischen Luxemburg und Deutschland. Auf dieser Länge stellen die drei Flüsse ein Kondominium dar, das heißt, dass sie gemeinschaftliches deutsch-luxemburgisches Hoheitsgebiet sind. Die Flüsse gehören somit über ihre gesamte Breite sowohl zum Hoheitsgebiet der Bundesrepublik Deutschland als auch zum Hoheitsgebiet des Großherzogtums Luxemburg. Die Bewirtschaftung dieser Fließgewässer wird somit von den beiden betreffenden Ländern gemeinsam durchgeführt werden. Im Vertrag vom 19. Dezember 1984 über den Verlauf der gemeinsamen Staatsgrenze sind die Detailfragen bezüglich des deutsch-luxemburgischen Grenzverlaufs geregelt, welcher zuvor bereits im Aachener Vertrag vom 26. Juni 1816 festgelegt worden war.

Die Mosel ist von Neuves-Maisons bis Koblenz, das heißt auf einer Länge von 394 km, als Großschiffahrtsstraße ausgebaut und zählt zu den am meisten befahrenen Wasserstraßen in Europa. Die Mosel wurde in Luxemburg in den 60er Jahren zur Schifffahrtsstraße ausgebaut und wird durch die Stauhaltungen Apach-Schengen, Stadtbredimus-Palzern, Grevenmacher-Wellen und Trier geprägt und so weit eingestaut, dass keine gefällbedingten Fließstrecken mehr erhalten geblieben sind.

Mit Ausnahme der Kaulbarsch- oder Flunderregion sind in Luxemburg alle Fischregionen, das heißt die Forellen-, die Äschen-, die Barben- sowie die Brachsenregion, vertreten.

Das größte stehende Gewässer Luxemburgs ist der Obersauer-Stausee mit einer Gesamtfläche von 380 ha. Durch eine 47 Meter hohe Mauer wird das Wasser der Sauer aufgestaut, sodass sich im engen Flusstal ein Stausee gebildet hat, welcher sich, einschließlich seiner Vorsperre, über 20 Kilometer von Pont Misère bis Esch-sur-Sûre erstreckt. Der Obersauer-Stausee dient nicht nur der Trinkwasserversorgung, sondern ebenfalls zur Energiegewinnung, dem Hochwasserschutz und dem Niedrigwasserausgleich sowie der Freizeitgestaltung. Weiterer Bedeutung ist der Stausee Vianden an der Our.

Aufgrund der geringen Landesfläche hat Luxemburg verhältnismäßig viele Oberflächenwasserkörper, deren Zustand von den Nachbarländern beeinflusst wird. An diesen Oberflächenwasserkörpern bleibt

zu ermitteln, welche Vorbelastungen aus dem jeweiligen Nachbarland stammen und in Luxemburg „eingeschwemmt“ werden. Diese Oberflächenwasserkörper, die alle zur internationalen Flussgebietseinheit Rhein gehören, sind auch Bestand einer internationalen Koordinierung auf Ebene der Internationalen Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS).

Tabelle 2-1: Auflistung der luxemburgischen Oberflächenwasserkörper die aus einem Nachbarstaat kommen und / oder ein Grenzgewässer mit einem Nachbarstaat bilden

OWK Code	OWK Name	Nachbarland	Verhältnis
I-1	Mosel	Frankreich und Deutschland	Grenzgewässer – Kondominium
I-6	Gander	Frankreich	Grenzgewässer
II-1.1	Sauer	Deutschland	Grenzgewässer – Kondominium
II-1.2	Sauer	Deutschland	Grenzgewässer – Kondominium
III-2.2.4	Beiwenerbaach	Belgien	Einlauf
III-3.1	Sauer	Belgien	Einlauf und Grenzgewässer
III-4	Syrbaach	Belgien	Einlauf und Grenzgewässer
IV-2.1	Wiltz	Belgien	Einlauf
IV-2.3	Wemperbaach	Belgien	Einlauf und Grenzgewässer
IV-3.5.1	Trëtterbaach	Belgien	Einlauf
V-1.1	Our	Deutschland	Grenzgewässer – Kondominium
V-1.2	Our	Deutschland	Grenzgewässer – Kondominium
V-2.1	Our	Deutschland und Belgien	Grenzgewässer – Kondominium / Einlauf
V-2.2	Schibech	Belgien	Grenzgewässer
VI-4.2	Alzette	Frankreich	Einlauf
VI-4.3	Didelengerbaach	Frankreich	Einlauf
VI-4.4	Kälbaach	Frankreich	Einlauf
VI-8.1.a	Attert	Belgien	Einlauf
VI-9.a	Pall	Belgien	Einlauf
VI-10.1.a	Eisch	Belgien	Einlauf und Grenzgewässer

Im Einzugsgebiet des Rheins befindenden sich zudem noch folgende Fließgewässer, die von Luxemburg in ein Nachbarland fließen:

- die Sauer (OWK II-1.a), die als Kondominiumgewässer die Grenze zu Deutschland bildet und bei Grevenmacher in die Mosel mündet;
- der Noutemerbaach (OWK VI-8.4), der kurz vor seiner Mündung in die Attert nach Belgien fließt;
- die Gander (OWK I-6), die kurz vor ihrer Mündung in die Mosel nach Frankreich fließt.

Im Einzugsgebiet der Maas gilt das Gleiche für den Fluss "Chiers" welcher seinen Ursprung in Luxemburg hat und bei km 11,2 ins belgische Staatsgebiet übergeht. Auch die Réierbach fließt kurz vor ihrer Mündung in die Chiers nach Frankreich. Zudem fließt im äußersten Norden Luxemburgs der Foeschtbaach in Richtung Belgien wo er in die Ourthe mündet, die bei Lüttich wiederum in die Maas mündet.

Grundwasser spielt in Luxemburg für die Trinkwasserversorgung eine bedeutende Rolle. Bis zu zwei Drittel der täglich genutzten Trinkwassermengen stammen aus etwa 270 Quelfassungen und 40 Bohrungen. 2012 entsprach dies etwa 65.000 m³ pro Tag. Rund 78% dieser Menge stammt aus dem Grundwasserkörper des Unteren Lias (Luxemburger Sandstein). Auch für die Speisung von

Oberflächengewässern und grundwasserabhängigen Landökosystemen spielt dieser Grundwasserkörper eine bedeutende Rolle. Neben der Nutzung zu Trinkwasserzwecken spielen andere Nutzungen (wie z. B. Industrie oder Landwirtschaft) nur eine untergeordnete Rolle.

2.1.2 Charakteristik der Naturräume Ösling und Gutland

Der Charakter der Bäche und Flüsse wird zum großen Teil durch die geologischen und naturräumlichen Rahmenbedingungen geprägt, die auch die Besiedlung und wirtschaftliche Nutzung – und damit weitere entscheidende Faktoren auf die Gewässer – stark beeinflussen. Die vielfältige Landesnatur in Luxemburg spiegelt sich in den beiden großen Naturräumen des Landes Ösling und Gutland, deren Grenze am südlichen Ardennenhang verläuft, etwa auf der Linie Vianden-Ettelbrück-Redange, wider.

2.1.2.1 Ösling

Der gesamte nördliche Landesteil des Großherzogtums Luxemburg (ca. 32%) wird vom Ösling gebildet, das dem Eifel-Ardennen-Mittelgebirgsblock, der Teil des rheinischen Schiefergebirges ist, angehört. Das Ösling bildet eine Hochebene mit einer mittleren Höhe von etwa 450 m ü. NN. Der höchste Punkt liegt mit 559 m ü. NN auf dem Burgplatz bei Huldigen im Norden nahe der belgischen Grenze. Die Hochfläche wird durch ein dichtes Netz von tiefen Fluss- und Bachtälern zerschnitten, die das Ösling in einzelne Riedel aufteilen.

Petrographisch ist das gesamte Ösling von Schiefergesteinen, Sandsteinen und Quarziten des Devon geprägt. Entsprechend dem devonischen Ausgangsgestein haben sich nährstoffarme Böden, sogenannte Bleicherden, entwickelt. Diese mehr oder weniger flachgründigen Böden sind von steinig-lehmiger Natur und neigen auf den Hochflächen (Lehmböden) bei Wasserüberschuss zu Staunässe (Fennbildung) (*Administration des eaux et forêts* 1995 und o.J.). Mit Niederschlägen von um die 900 mm sowie verglichen mit dem Gutland etwas niedrigeren Jahresdurchschnittstemperaturen besitzt das Ösling ein insgesamt feuchteres und kühleres Klima als das Gutland.

Diese naturräumlichen Gegebenheiten (Relief, Geologie und Bodenformen) schränken den Ackerbau stark ein. Die Hänge der vielfach sehr steilen Kerb- und Mäandertäler sind überwiegend mit Wald bedeckt, die etwas breiteren Talsohlen der größeren Gewässer sind traditionelle Wiesen- und Weidestandorte. Der Niederschlagsreichtum sowie die geringe Speicherkapazität der Böden begünstigen häufige Hochwasserereignisse sowie äußerst geringe Niedrigwasserabflüsse während der regenarmen Perioden (*Administration des eaux et forêts* o.J.).

Die Schiefer, Quarzsandsteine und Quarzite des Öslings sind generell durch eine sehr geringe Wasserdurchlässigkeit gekennzeichnet. Im Gestein auftretende Klüfte sind in den kompakten Tonschiefern in der Tiefe geschlossen, die Quarzite und Quarzsandsteine zeigen nur in geringen Tiefen eine zur Wasserzirkulation ausreichende Klüftung. Einen wirtschaftlich nutzbaren Grundwasserleiter (Nutzung > 10m³/Tag) bilden die Quarzite von Berl , die von tonigen Schichten unterlagert sind. Alle anderen Schichtenstufen des Öslinger Unterdevon enthalten nur isolierte, lokal beschränkte nicht wirtschaftlich nutzbare Grundwasserreserven. Die in den alluvialen Böden der Täler vorkommenden Quellen neigen zum Versumpfen oder trocknen in der Sommerzeit periodisch aus.

2.1.2.2 Gutland

Das Gutland stellt eine durch Verwerfungen und tektonische Brüche heterogen geformte Schichtstufenlandschaft dar, die etwa 68% der Landesfläche einnimmt. Als Ausläufer des Pariser Beckens unterscheidet es sich sowohl äußerlich durch das Relief der Landschaft als auch anhand der natürlichen Rahmenbedingungen, insbesondere den geologisch-petrographischen Verhältnissen, grundlegend vom Ösling. Das Gutland zeichnet sich durch den Wechsel von harten, widerständigen und weichen, erosionsanfälligen Schichten aus. Das Resultat dieses geologischen Aufbaus ist eine wellige Schichtstufenlandschaft mit einer mittleren Höhe von 300 m, aus der einige markante Bergkuppen, Schichtstufen und Zeugenberge (z. B. Schoffiels, Helperknapp, Widdebiert) um 100 m herausragen (*Administration des eaux et forêts* 1995).

Die Schichten umfassen die geologischen Formationen Trias und Jura. Die Vegetation wechselt zwischen Wald auf den Stufenstirnen, dem Plateau des Luxemburger Sandsteins und den Talhängen der Kerbtäler sowie Weide- und Ackerland auf den Stufenflächen. Die Landnutzung bzw. das Vegetationsbild zeichnet somit die geologischen Formationen nach.

Die triassischen Schichten (Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper) finden sich hauptsächlich im nördlichen sowie östlichen Teil des Gutlandes. Sie liefern die verschiedensten Bodentypen, angefangen bei ziemlich leichten Buntsandsteinböden im Öslinger Vorland bis hin zu den schweren, austrocknenden Tonböden des Keupers sowie kalkhaltigen Böden des Muschelkalks im Vorland der Mosel. Die grundlegenden Unterschiede bei der Gesteinszusammensetzung und deren häufiger Wechsel wirken sich unmittelbar auf die Fließgewässertypen aus (*Administration des eaux et forêts* 1995).

Der Jura ist in Luxemburg durch den Lias und den Dogger vertreten. Die Doggerformation schließt im Süden des Landes das Gutland nach Frankreich und Belgien ab. Die westlichen Teilgebiete der Dogger-Region zählen zu den regenreichsten Gegenden Luxemburgs.

Die Liasformation ist keineswegs einheitlich, sondern an vielen Stellen (zu 50%) wird der Sandstein von Lößlehm (auf Plateaus), Tonen und Kalkmergeln (in Ebenen) überlagert. Die hohen Tongehalte der Liastone und -mergel führen zu schweren und wasserstauenden Böden, während die eher sandigen Böden sehr wasserdurchlässig und weniger fruchtbar sind.

Im Gutland unterliegen die Gewässer geringeren Abflussschwankungen als im Ösling. Ihr Gefälle ist in der Regel flacher als im nördlichen Landesteil, wodurch ein langsamerer Abfluss und, im Zusammenwirken mit dem milderen Klima, eine stärkere sommerliche Erwärmung gegeben ist. Die hohe Besiedlungsdichte und die gebietsweise sehr intensive Landwirtschaft (v.a. Viehhaltung) haben im Gutland teilweise hohe organische und nährstoffliche Belastungen zur Folge (*Administration des eaux et forêts* o.J.).

Das Gutland bietet aufgrund seiner Mannigfaltigkeit an unterschiedlichen Gesteinsausbildungen und deren charakteristischer Anordnung besonders günstige Voraussetzungen für das Vorhandensein nennenswerter grundwasserführender Schichten. Im Gutland ist somit eine gewisse Anzahl verschiedener, bewirtschaftbarer Grundwasserleiter wie z. B. der Buntsandstein, der Muschelkalk oder der Luxemburger Sandstein, vorhanden. Diese Grundwasserleiter sind aufgrund von geologischen Kriterien im Grundwasserkörper eingeteilt worden.

2.1.3 Bevölkerung und Verkehr

Die Gesamteinwohnerzahl im Großherzogtum Luxemburg lag am 1. Januar 2013 bei 537.000 Einwohnern bei einer durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von 207,6 Einwohnern pro km²³. In den letzten 30 Jahren ist die Bevölkerung Luxemburgs somit um etwa 40% gestiegen. Die Bevölkerungsdichte ist in Luxemburg sehr unterschiedlich und reicht auf der Ebene der Kantone von 45 Einwohnern pro km² bis zu 1.824 Einwohnern pro km² und auf Ebene der Gemeinden von 28 bis zu 2.099 Einwohnern pro km²⁴. Am dichtesten ist der Südwesten des Landes besiedelt, der Norden und Osten sind dünner besiedelt und die Hauptstadt Luxemburg weist die größte Bevölkerungsdichte auf.

Luxemburg-Stadt ist mit 103.600 Einwohnern ist die bevölkerungsreichste Gemeinde Luxemburgs, weitere Gemeinden mit einer Einwohnerzahl von über 10.000 Einwohnern sind:

- Esch-Alzette (31.900)
- Differdingen (22.800)
- Düdelingen (19.300)
- Petingen (16.800)
- Sanem (14.800)
- Hesperingen (14.000)
- Bettemburg (10.000)⁵.

Im Süden des Landes wohnt der Hauptteil der Bevölkerung im urbanen bis semi-urbanen Raum. Diese Region ist zusätzlich von einer industriellen Wirtschaftsentwicklung im metallverarbeitenden Gewerbe geprägt.

Eine Besonderheit Luxemburgs ist der sehr starke Bevölkerungszuwachs während der regulären Arbeitstage. Rund 150.000 Grenzgänger kommen unter der Woche täglich aus den angrenzenden Regionen der Nachbarländer zum Arbeiten nach Luxemburg und haben so einen wesentlichen Einfluss auf Trinkwasserverbrauch, Abwasserbelastung sowie Straßennutzung. Hinzu kommt noch der beträchtliche alltägliche sowie besonders zu den Ferienzeiten der Nachbarländer registrierte Transitverkehr.

Die nachfolgende Grafik zeigt die Bedeutung der tagtäglichen Pendler (inklusive Grenzgänger) auf den Wasserverbrauch am Beispiel der Hauptstadt Luxemburg. Der tägliche Trinkwasserverbrauch der Hauptstadt Luxemburg ist durch starke Schwankungen geprägt:

- Jährliche Schwankungen
Der Trinkwasserverbrauch in den Sommermonaten ist deutlich höher als im Winter. Diese Schwankung ist vor allem dadurch bedingt, dass während den warmen Monaten die Wasserkühlungen der Klimaanlage sowie das Auffüllen von privaten Schwimmbecken einen höheren Verbrauch erzeugen.
- Saisonale Schwankungen
Mit dem Beginn der Sommerferien am 15. Juli und dem Kollektivurlaub in der Luxemburger Baubranche, welcher in der Regel von Ende Juli bis Mitte August dauert, fällt der Tagesverbrauch stark ab und erst gegen Ende der Sommerferien am 15. September steigt der Verbrauch wieder auf „normale“ Werte an.
- Tagesschwankungen
Die jährlichen und saisonalen Schwankungen werden zusätzlich durch eine wöchentliche

³ Luxemburg in Zahlen 2013, STATEC

⁴ Recensement de la population 2011 – Premiers résultats N° 3, STATEC, Juillet 2012

⁵ Luxemburg in Zahlen 2013, STATEC

Schwankung überlagert. Bedingt durch die rund 150.000 Grenzgänger sowie die zahlreichen nationalen Pendler, die vorwiegend an den Arbeitstagen (blaue Punkte) zum Trinkwasserverbrauch beitragen jedoch nicht an den Wochenenden (rote Punkte), unterliegt der tägliche Verbrauch großen Schwankungen. Im Durchschnitt steigt der Trinkwasserverbrauch an den Arbeitstagen um etwa 1/3 gegenüber dem Verbrauch an den Wochenenden.

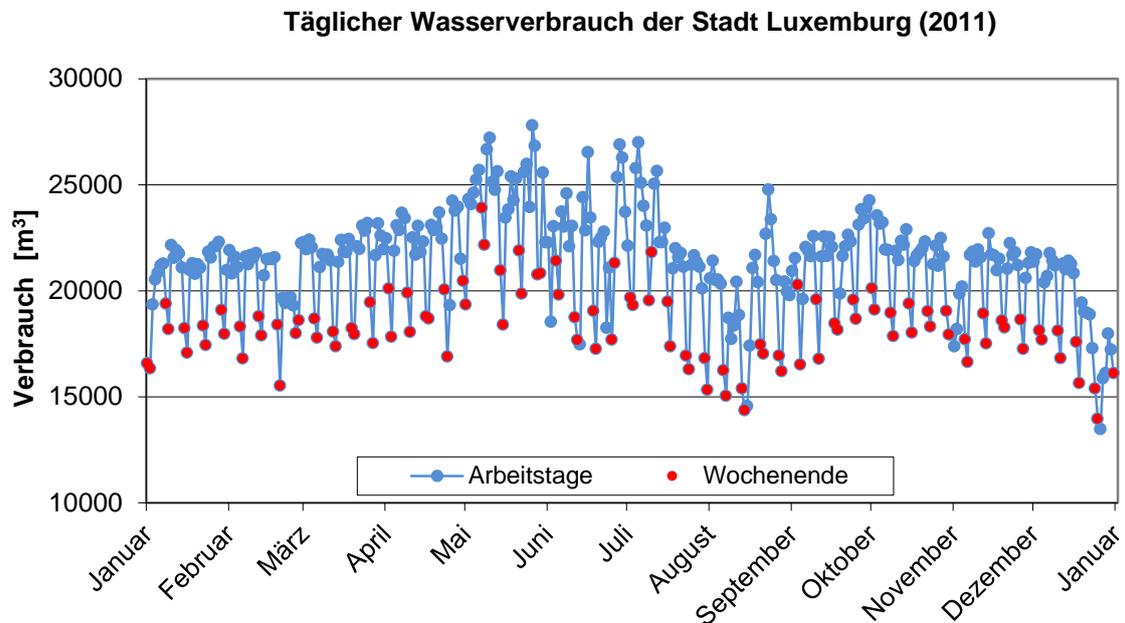


Abbildung 2-1: Schwankungen im täglichen Wasserverbrauch der Stadt Luxemburg: die blauen Punkte stellen den Wasserverbrauch an den Arbeitstagen, die roten Punkte den der Wochenenden (Samstag und Sonntag) dar

Ein Zusammenspiel der saisonalen an täglichen Verbraucherschwankungen kann dazu führen, dass bei andauernder Hitze die Trinkwasser Infrastrukturen (insbesondere Lagerkapazitäten in den Trinkwasserbehälter) nicht ausreichend dimensioniert sind, um den Spitzenverbrauch abzudecken und dass temporäre Maßnahmen zur Einschränkungen der Verbrauches getroffen werden müssen (phase „orange“ bzw. phase „rouge“).

Das nationale Straßennetz ist insgesamt 2.899 km lang, wovon das Autobahnnetz mit 6 Autobahnen 152 km ausmacht⁶. Dies entspricht einer Autobahndichte von 58,78 km Autobahn pro 1.000 km² Landesfläche.

Aufgrund der geographischen Ausdehnung und Lage der Mosel hat letztere seit jeher eine wichtige Rolle als überregionaler Verkehrsweg innegehabt. Im Jahre 1956 wurde von den Moselanliegerstaaten Frankreich, Luxemburg und Deutschland der „Vertrag über die Schiffbarmachung der Mosel“ unterzeichnet. Seit der Öffnung der Mosel für den Schiffsverkehr ist der Transport größerer Tonnagen (> 1.000 Tonnen) möglich. Durch den Hafen von Mertert, der seinen Betrieb 1965 aufgenommen hat, hat Luxemburg Zugang zu den großen Schifffahrtswegen Europas erlangt. Im Jahr 2012 wurden am Hafen von Mertert 718 Tsd. Tonnen Güter umgeschlagen⁷.

⁶ Luxemburg in Zahlen 2013, STATEC

⁷ Luxemburg in Zahlen 2013, STATEC

Luxemburg besitzt zudem einen internationalen Flughafen, der 1946 auf dem Findel errichtet wurde. Im Jahr 2013 wurden von dort aus 2,2 Millionen Passagiere sowie 673.500 Tonnen Luftfracht befördert⁸.

2.1.4 Klima

Das Klima Luxemburgs gehört zum feucht-gemäßigten, ozeanischen Klima, in dem sich kontinentale Einflüsse bemerkbar machen. Zu den Kennzeichen des ozeanischen Klimas gehören unter anderem die relativ kurze Dauer der Sonneneinstrahlung mit gemäßigten mittleren Jahrestemperaturen, eine hohe relative Luftfeuchtigkeit sowie überwiegend aus westlicher Richtung kommende Winde. Der kontinentale Einfluss macht sich mit häufigen Winden aus Nord oder Nordost bemerkbar. Insgesamt ergibt sich ein wechselhaftes Klima mit vier verschiedenen Jahreszeiten, das aber von Jahr zu Jahr unterschiedlich ausgeprägt sein kann.

Die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge in Luxemburg liegt bei etwa 830 mm, wobei der Nordwesten mit Werten um 950 mm pro Jahr in der Regel die meisten Niederschläge erhält. Im zentralen Teil des Gutlandes liegt die Jahresmenge des Niederschlags bei rund 780 mm und das Ösling liegt insgesamt durchweg um die 900 mm (800-1000 mm). Der Osten des Landes ist eher regenarm, insbesondere das Moseltal, wo der Niederschlagswert stellenweise unter 700 mm pro Jahr liegen kann. Rechnet man die mittlere jährliche Niederschlagsmenge von 830 mm auf die Fläche um, so fallen pro Jahr etwa 2,15 Milliarden m³ Wasser auf dem Territorium des Luxemburger Landes nieder. Neben den geografischen Unterschieden in der Verteilung der Niederschlagshöhen treten auch saisonale Schwankungen auf. So war im Zeitraum 1971-2000 der August der regenärmste und der Dezember der regenreichste Monat. In einzelnen Jahren kann es jedoch mehr oder weniger deutliche Abweichungen geben.

Die Verdunstung ist im hydrologischen Winterhalbjahr (Oktober/November bis März/April) nur gering, was bedeutet, dass die in dieser Zeit fallenden Niederschläge fast vollständig zum Abfluss kommen bzw. unterirdisch gespeichert werden. Von den Niederschlägen im Sommerhalbjahr verdunstet ein großer Teil, sie sind für die Entwicklung der Vegetation jedoch sehr wichtig.

Die in den letzten Jahren beobachtete Verschiebung der Niederschlagsperioden ist eine mögliche Folge eines bevorstehenden oder sich bereits vollziehenden weltweiten Klimawandels. Während in Zukunft mit einer Abnahme der Niederschläge im Sommer zu rechnen ist, werden die Niederschläge in den Wintermonaten zunehmen⁹. Es ist jedoch auch von einer Zunahme von Starkregenereignissen auszugehen, vor allem während der Sommermonate. Zudem wird der Winterniederschlag wohl vermehrt als Regen und weniger als Schnee fallen, wodurch das Risiko für Hochwasser durch Starkregenereignisse besonders in den Wintermonaten und im Frühjahr steigen wird.

2.1.5 Hydrologie, Abflussgeschehen und Hochwassermanagement

Das Großherzogtum Luxemburg ist durch verschiedene wasserspezifische und für die Zustandsbeschreibung relevante Faktoren gekennzeichnet. Diese sind einerseits geographisch und geologisch gegeben und andererseits auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen.

⁸ Press release „LUX Airport continues on growth path“, Luxembourg Airport, February 4, 2014

⁹ Szenarienstudie für das Abflussregime des Rheins - Stand April 2011, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)

Zu den geographischen Besonderheiten in Luxemburg zählt der Umstand, dass sowohl für Oberflächengewässer wie auch für das Grundwasser die Wasserscheide Rhein-Maas durch das relativ kleine Territorium des Großherzogtums läuft. Dieser Umstand bringt mit sich, dass, hydrologisch gesehen, viele kleine Bäche und Bachläufe vorzufinden sind die sich durch kleine Einzugsgebiete mit insgesamt niedrigen Abflusswerten, die zudem auch noch starken saisonalen Variationen unterliegen, charakterisieren.

Die Abbildungen 2-2 und 2-3 zeigen den Verlauf der durchschnittlichen Tagesabflusswerte der Alzette und Sauer für den Zeitraum vom 1. Januar 2009 bis zum 31. Dezember 2013. Obwohl beide Gewässer verschiedene Regionen des Landes charakterisieren, zeigen sie jeweils den gleichen Jahresverlauf. In den Graphiken erkennt man zwei verschiedene Abflussverhalten. So sind die Abflusswerte zum einen während dem hydrologischen Sommer relativ konstant und niedrig, wohingegen sie im hydrologischen Winter deutlich über den Werten der Sommermonate liegen und zusätzlich sehr viel größere Schwankung aufweisen. Solche Peaks, verursacht durch länger anhaltende Regenperioden oder das Abschmelzen von Schnee, können Hochwasser in den entsprechenden Regionen verursachen. Wissenschaftlich betrachtet gilt es aber als erwiesen, dass ein kleiner Vorfluter immer sensibler auf anthropogene Einflüsse reagiert als eine große Vorflut.

Aus denselben geographischen Gründen führen die Fließgewässer in Luxemburg nur wenig Sedimente mit sich und durch die stark schwankenden Abflüsse, bilden sich auch keine signifikanten Sedimentationsbecken aus. Im Rahmen des Life+ Forschungsprojektes *M3 - Modelling Monitoring Management*¹⁰ hat das Forschungszentrum Henri Tudor eine Sedimentbilanzierung für einzelne typische Gewässer in Luxemburg durchgeführt. Die dabei ermittelten Sedimentschichten hatten in der Regel eine Dicke von weniger als 0,1 cm. Gemäß Aussagen des Forschungszentrums konnten lediglich an einigen Stellen während der Herbstmonate etwas dickere Sedimentschichten beobachtet werden. Diese wurden aber durch die stärkeren Winterabflüsse wieder mobilisiert sodass sich keine dauerhaften Sedimentschichten aufbauen konnten.

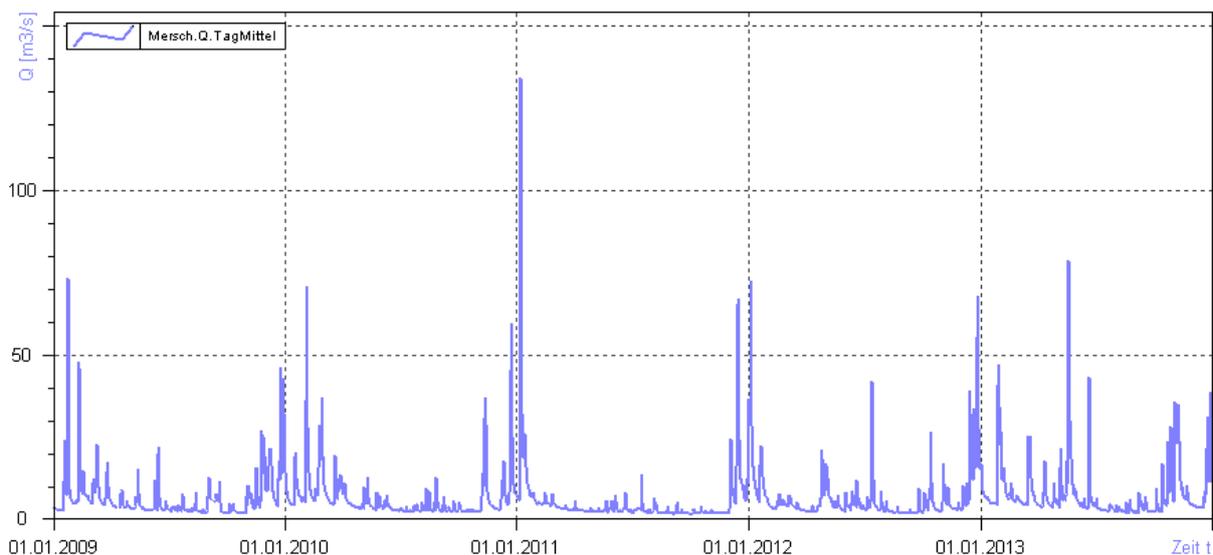


Abbildung 2-2: Durchschnittlicher Tages Abflusswert der Alzette gemessen an der Pegelstation Mersch für den Zeitraum vom 1. Januar 2009 bis zum 31. Dezember 2013

¹⁰ <http://www.life-m3.eu/>

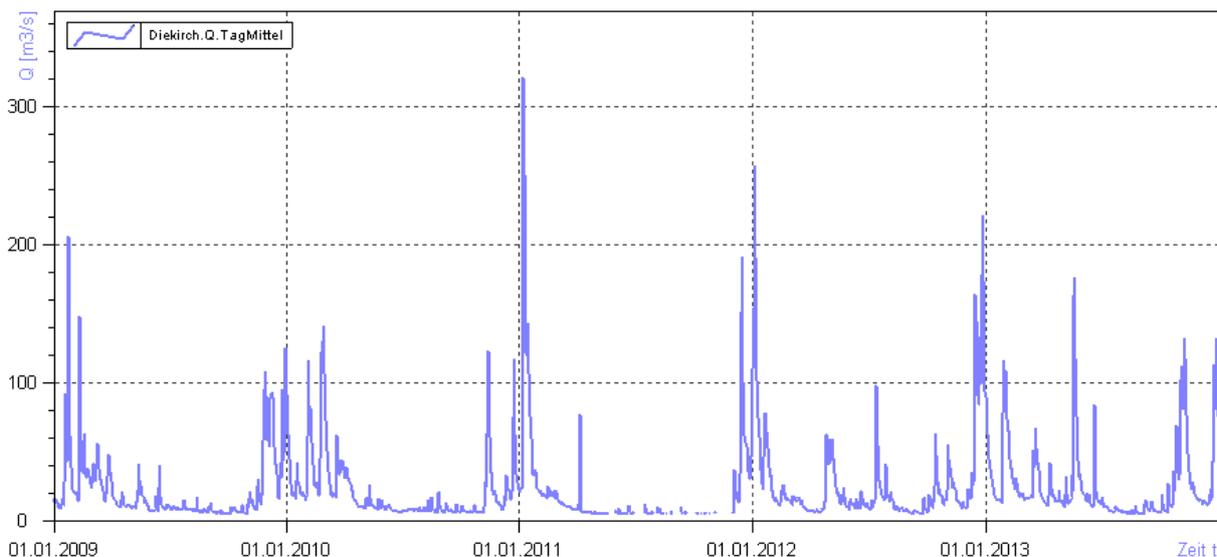


Abbildung 2-3: Durchschnittlicher Tagesabflusswert der Sauer gemessen an der Pegelstation Diekirch für den Zeitraum vom 1. Januar 2009 bis zum 31. Dezember 2013

Nach den schlimmen Hochwassern von 1993 und 1995 werden in Luxemburg bereits seit 1998 Hochwassergefahrenkarten für die größten luxemburgischen Fließgewässer erstellt. Ende 2010 wurden in Luxemburg, basierend auf der vorläufigen Hochwasserrisikobewertung, Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten¹¹ für die 15 luxemburgischen Fließgewässer mit signifikantem Hochwasserrisiko gemäß den Vorgaben der Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRM-RL)¹² ausgearbeitet.

Seit 2011 wurden in Luxemburg die Hochwasserpartnerschaften Attert, Uelzechtall, Untere Sauer und Dreiländer-Mosel gegründet, wobei die Hochwasserpartnerschaften Attert, Untere Sauer und Dreiländer-Mosel grenzüberschreitend sind. Das Ziel solcher, auf freiwilliger Beteiligung basierenden Partnerschaften ist es eine verstärkte Zusammenarbeit im Bereich der Hochwasservorsorge und des Hochwasserschutzes und ein verbessertes Hochwasserrisikomanagement in von Hochwasser betroffenen Gebieten zu erreichen. Hierzu gehören sowohl die Sensibilisierung und Information der vom Hochwasser betroffenen Bevölkerung als auch eine verbesserte Zusammenarbeit der Gemeinden bei der Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen sowie die Verbesserung der Hochwasserfrühwarnung und das Ergreifen gemeinsamer Vorsorgemaßnahmen. Zudem können Rettungsdienste, Verbände und Interessengruppen in den Hochwasserpartnerschaften mitarbeiten. Darüber hinaus bilden die Hochwasserpartnerschaften eine Plattform für die frühzeitige Mitarbeit der Gemeinden und der Öffentlichkeit an der Erstellung der Hochwasserrisikomanagementpläne, die gemäß den Vorgaben der Hochwasserrisikomanagementrichtlinie bis Ende 2015 fertiggestellt sein müssen.

¹¹ <http://eau.geoportail.lu>

¹² Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken

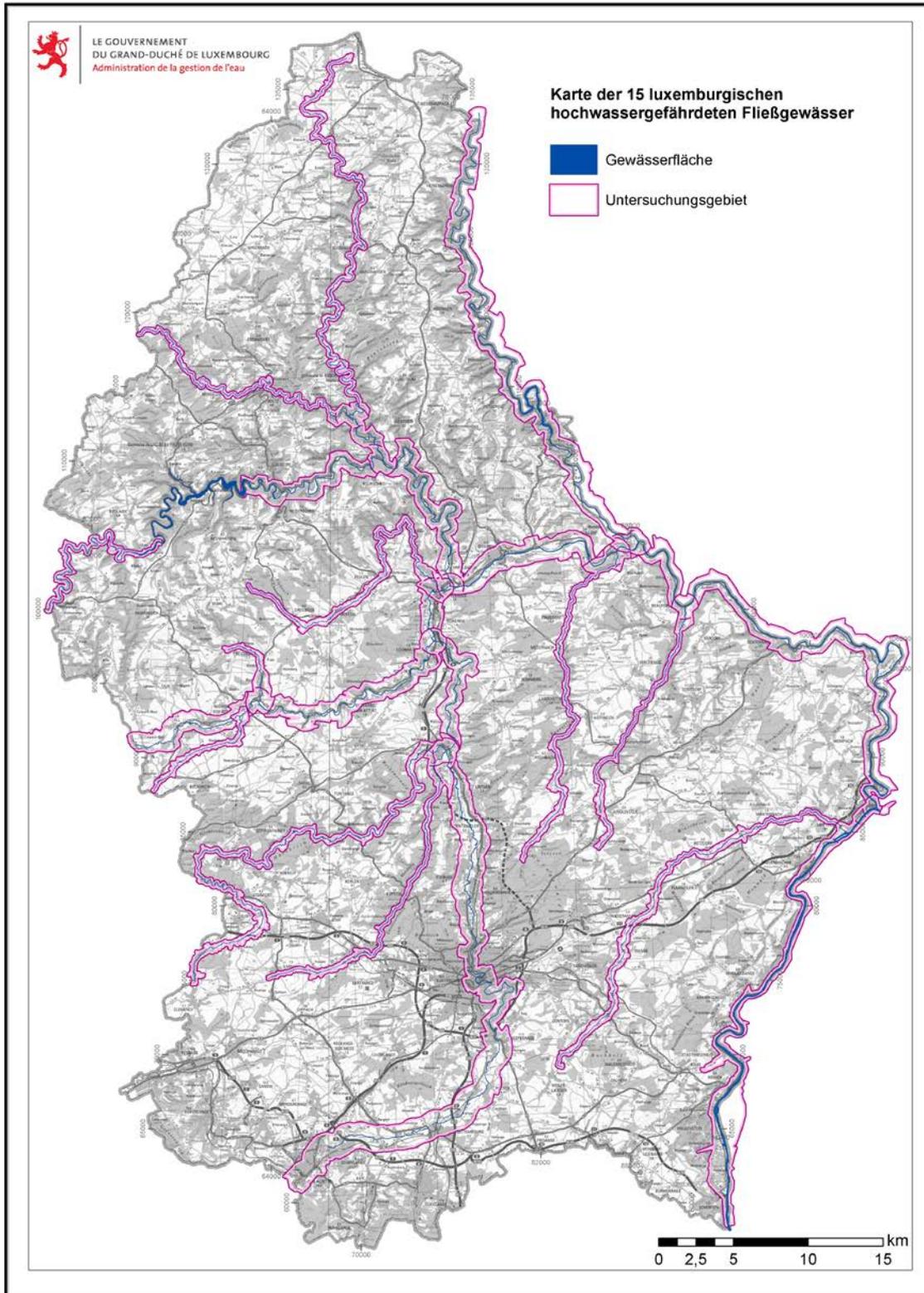


Abbildung 2-4: Karte der 15 luxemburgischen Fließgewässer, für welche ein signifikantes Hochwasserrisiko besteht und somit Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten erstellt wurden¹³

¹³ http://www.eau.public.lu/publications/brochures/hochwasser_1/brochure.pdf

2.1.6 Bodennutzung

Trotz der stark geprägten heutigen Dienstleistungsgesellschaft, ist der Druck durch verschiedene landwirtschaftliche Praktiken auf die Gewässer erheblich. Regional erhöhter Viehbesatz und eine zum Teil nicht standortgerechte bzw. nicht nachhaltige Anbauweise sind Faktoren die einen erheblichen Einfluss auf die Qualität der Gewässer haben.

Etwa 36% der Landesfläche des Großherzogtums Luxemburg sind Waldflächen während die Dauergrünlandflächen etwa 25 % der Landesfläche einnehmen und Ackerbau auf etwa 22 % der Landesfläche betrieben wird. An den Hängen der Mosel wird auf einer Gesamtfläche von ungefähr 1300 ha Wein angebaut¹⁴. Siedlungen und bebaute Flächen nehmen ca. 9,5 % der Landesfläche ein. Die übrige Landesfläche wird von Straßen- und Eisenbahnnetzen (4,4 %), Gewässern (0,4 %), Buschwerk, Röhricht und Sonderkulturen eingenommen.

2.1.7 Naturparke

In Luxemburg gibt es zwei Naturparke, welche sich beide im Ösling befinden. Es sind dies der Naturpark Obersauer mit einer Gesamtfläche von 16.231 ha und der Naturpark Our mit einer Gesamtfläche von 30.900 ha. Im Osten des Landes soll zudem ein weiterer Naturpark, der Naturpark Mëllerdall, mit einer Gesamtfläche von 29.606 ha gegründet werden.

2.1.8 Gewerbe und Industrie

Die Anfänge der luxemburgischen Industrie, die bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts zurückreichen, sind vor allem von der Eisen- und Stahlindustrie geprägt. Diese behielt ihre beherrschende Stellung bis zum Ölschock von 1973, der zu einer Umgestaltung der luxemburgischen Industrie führte und mit der Entwicklung des tertiären Sektors gleichzeitig die Herausbildung einer Dienstleistungswirtschaft begünstigte.

2002 fusionierte die ARBED (*Aciéries réunies de Burbach, Eich, Dudelange* – Vereinigte Stahlwerke von Burbach, Eich, Düdelingen) mit den zwei Stahlkonzernen Usinor und Aceralia zu Arcelor, dem weltweit größten Stahlproduzenten. Durch die Fusion zwischen Arcelor und Mittal Steel im Jahr 2006 entstand der ArcelorMittal-Konzern, der im Stahlsektor weltweit auf Platz eins rangiert.

Die industrielle Diversifizierung gehört zu den ständigen Zielen der Wirtschaftspolitik. Sie begünstigte die Herausbildung anderer Industriesektoren, etwa im Materialbereich (DuPont de Nemours, Guardian Glass) oder im Bereich der Automobilzulieferindustrie (Goodyear, Delphi)¹⁵.

Einige gewerbliche oder industrielle Betriebe leiten ihr Abwasser in das kommunale Abwassernetz ein, dies gegebenenfalls nach einer betriebseigenen Vorklärung. In anderen Betrieben wird das Abwasser in einer betriebseigenen Abwasseranlage behandelt und danach direkt in den Vorfluter geleitet (siehe auch *Kapitel 4.4 Signifikante anthropogene Belastungen der Oberflächengewässer*).

¹⁴ Das Weinbaujahr 2011 und seine Ernteergebnisse, Weinbauinstitut Remich, 2012

¹⁵ Alles Wissenswerte über das Großherzogtum Luxemburg, Presse- und Informationsamt der Luxemburger Regierung, Verlagsabteilung, September 2012

2.1.9 Wasserentnahmen

Im Großherzogtum Luxemburg werden pro Jahr ca. $45,7 \times 10^6 \text{ m}^3$ Wasser (Angabe für das Jahr 2012) aus den Grund- und Oberflächengewässern entnommen.

Die Wasserentnahmen können grob in zwei Kategorien eingeteilt werden:

- Wasserentnahme für die öffentliche Trinkwasserversorgung
Die Trinkwasserversorgung liegt im Großherzogtum Luxemburg gemäß der Gesetzgebung¹⁶ in öffentlicher Hand (Gemeinden, Trinkwassergemeindesyndikate), welche insgesamt ca. $41,8 \times 10^6 \text{ m}^3$ Trinkwasser vertreiben, von denen etwa $21,2 \times 10^6 \text{ m}^3$ mittels Bohrungen und Quellen aus dem Grundwasser und $20,6 \times 10^6 \text{ m}^3$ aus dem Oberflächenwasser entnommen werden. In Fällen wo eine Notversorgung der Trinkwassernetze aus dem Grundwasser notwendig wird (z. B. Ausfall oder unzureichende Versorgung aus dem Obersauer-Stausee), kann der Anteil der Entnahmen aus dem Grundwasser auf bis zu 2/3 der Gesamtentnahmen steigen. Die Gewinnung von Trinkwasser aus Oberflächenwasser beschränkt sich auf das *Syndicat des Eaux du Barrage d'Esch-sur-Sûre* (SEBES), welches das Wasser aus dem Obersauer-Stausee entnimmt. Neben den Trinkwassergemeindesyndikaten gibt es in Luxemburg auch einzelne Gemeinden, die Trinkwasser aus eigenen Quellen und Bohrungen aufbereiten. Die Entnahmemenge dieser Gemeinden beträgt $13,0 \times 10^6 \text{ m}^3$ Wasser.
- Wasserentnahme für den Eigenbedarf
Neben der Wasserentnahme zur Trinkwasserversorgung gibt es auch Entnahmen die zur Deckung des Eigenbedarfs dienen. Diese Entnahmen fallen zum einen auf Industrielle Betriebe welche insgesamt $3,9 \times 10^6 \text{ m}^3$ Wasser aus Oberflächengewässern und dem Grundwasser entnehmen und zum anderen auf landwirtschaftliche Betriebe die etwa $0,2 \times 10^6 \text{ m}^3$ Wasser aus dem Grundwasser entnehmen. Bei den industriellen Betrieben stehen zwei Betriebe besonders hervor, zum einem Arcelor Mittal und zum anderen Goodyear Tire Plant die jährlich $0,9 \times 10^6 \text{ m}^3$ bzw. $2,6 \times 10^6 \text{ m}^3$ Wasser entnehmen. Die landwirtschaftliche Betriebe benutzen das entnommene Wasser überwiegend zum tränken des Viehbestands. Zu Wasserentnahmen landwirtschaftlicher Betriebe aus Oberflächengewässern gibt es derzeit keine genaueren Daten und die Daten zur Wasserentnahme durch landwirtschaftliche Betriebe beschränken sich somit auf die direkten Entnahmen aus dem Grundwasser.

2.2 Die Flussgebietseinheiten in Luxemburg

Das Großherzogtum Luxemburg hat Anteile an zwei internationalen Flussgebietseinheiten (IFGE) (siehe Karte 2.1 im Anhang 1), welche beide grenzüberschreitend sind. Es sind dies die internationale Flussgebietseinheit Rhein und die internationale Flussgebietseinheit Maas.

Tabelle 2-2: Anteile Luxemburgs an der Internationalen Flussgebietseinheit (IFGE) Rhein und der Internationalen Flussgebietseinheit (IFGE) Maas

Internationale Flussgebietseinheit	Fläche der IFGE (km ²)	Prozentualer Anteil
Rhein	2524,55	97,2 %
Maas	72,82	2,8 %
Total	2597,37	100 %

¹⁶ Loi du 19 décembre 2008 relative à l'eau

In Luxemburg wurden zudem sieben Betrachtungsräume ausgewiesen (siehe auch *Kapitel 4.2.1 Ausweisung von natürlichen Oberflächenwasserkörpern*), wobei sechs mit einer Gesamtfläche von 2519,52 km² zu der IFGE Rhein gehören, während nur ein Betrachtungsraum mit ca. 69,91 km² zur IFGE Maas zählt (siehe Karte 2.2 im Anhang 1). Die Betrachtungsräume entsprechen im Wesentlichen den großen Einzugsgebieten des Landes und dienen als größere Bezugseinheiten einer besseren Übersicht.

Aufgrund der Größe und der Komplexität der internationalen Flussgebietseinheit Rhein, wurde diese in neun, meist internationale, Bearbeitungsgebiete (BAG) eingeteilt in denen die Fragen, die für das jeweilige Bearbeitungsgebiet von Bedeutung sind, koordiniert wurden. Eines dieser Bearbeitungsgebiete ist das BAG Mosel-Saar, an dem auch Luxemburg beteiligt ist. Eines der wichtigen Teileinzugsgebiete der internationalen Flussgebietseinheit Maas ist das Einzugsgebiet der Chiers an dem Luxemburg beteiligt ist.

Tabelle 2-3: Gewässersteckbrief zum luxemburgischen Mosel-Saar Einzugsgebiet (Teil der internationalen Flussgebietseinheit Rhein)

Gewässersteckbrief luxemburgisches Mosel-Saargebiet	
Gewässer	
Flussgebietseinheit	Rhein
Teileinzugsgebiet	Mosel-Saar
Betrachtungsraum	I (Mosel), II (Untere Sauer), III (Obere Sauer), IV (Wiltz), V (Our) und VI (Alzette)
Gewässertypen	I, II, III, IV, V und VI
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes in Luxemburg	2524,55 km ²
Länge des Gewässernetzes in Luxemburg (Einzugsgröße > 10 km ²)	1196,78 km
Anzahl der Wasserkörper	107 Oberflächenwasserkörper 6 Grundwasserkörper
Hauptfließgewässer im Einzugsgebiet	Alzette, Attert, Eisch, Gander, Mamer, Mosel, Our, Sauer, Schwarze Ern, Syre, Weiße Ern und Wiltz
Seen > 50 ha	Keine
Angrenzende Staaten	Belgien (Wallonien), Deutschland (Rheinland-Pfalz, Saarland), Frankreich (Lothringen)
Naturraum	
Ökoregion nach Anhang XI WRRL	Ökoregion 8: Westliches Mittelgebirge
Naturräume	Ösling, Gutland
Landnutzung	
Bevölkerung im Einzugsgebiet	485.400 Einwohner
Größere Ortschaften (>10.000 Einwohner)	Bettembourg, Diekirch, Dudelange, Esch-sur-Alzette, Ettelbruck, Hesperange, Luxemburg und Sanem
Flächennutzung (OBS 2007)	Landwirtschaftliche Nutzflächen (51%), Wald (36,7%), versiegelte Flächen (9,6%), Wasserflächen (0,4)
Hydrologie	
Pegeldaten Sauer – Rosport (2002-2012)	MQ = 56,07 m ³ /s

Internationale Koordinierung	
Internationale Flussgebietseinheit Rhein	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)
Internationales Teileinzugsgebiet Mosel-Saar	Internationale Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS)

Tabelle 2-4: Gewässersteckbrief zum luxemburgischen Chiers Einzugsgebiet (Teil der internationalen Flussgebietseinheit Maas)

Gewässersteckbrief luxemburgisches Chiersgebiet	
Gewässer	
Flussgebietseinheit	Maas
Teileinzugsgebiet	Chiers
Betrachtungsraum	VII (Chiers)
Naturraum	Ökoregion 8 Westliches Mittelgebirge
Gewässertypen	IV
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes in Luxemburg	72,82 km ²
Länge des Gewässernetzes in Luxemburg (Einzugsgröße > 10 km ²)	21,51 km
Anzahl der Wasserkörper	3 Oberflächenwasserkörper 0 Grundwasserkörper
Hauptfließgewässer im Einzugsgebiet	Chiers
Seen > 50 ha	Keine
Angrenzende Staaten	Belgien (Wallonien), Frankreich (Lothringen)
Naturraum	
Ökoregion nach Anhang XI WRRL	Ökoregion 8: Westliches Mittelgebirge
Naturräume	Gutland
Landnutzung	
Bevölkerung im Einzugsgebiet	51.600 Einwohner
Größere Ortschaften (>10.000 Einwohner)	Differdingen und Petingen
Flächennutzung (OBS 2007)	Landwirtschaftliche Nutzflächen (38,7%), Wald (28,5%), versiegelte Fläche (25,6%), Wasserflächen (0,4%)
Hydrologie	
Pegeldaten Chiers - Petingen	Für den Pegel Petingen liegen keine validierten Daten vor.
Internationale Koordinierung	
Internationale Flussgebietseinheit Maas	Internationale Maaskommission (IKM)

3. Zuständige Behörden

3.1 Zuständige nationale Behörden

Gemäß Artikel 3 und Anhang I der WRRL mussten die Mitgliedstaaten für alle Flussgebietseinheiten an denen sie Anteile haben, zuständige Behörden für die Umsetzung der WRRL benennen. Für die luxemburgischen Anteile an den internationalen Flussgebietseinheiten (IFGE) Rhein und Maas wurde das Ministerium für Inneres und die Großregion als zuständige Behörde bestimmt. Da der Bereich der Wasserwirtschaft nach den vorgezogenen Wahlen von Oktober 2013 vom Ministerium für Inneres und die Großregion in das Ministerium für nachhaltige Entwicklung und Infrastrukturen eingegliedert wurde, wurde letzteres als zuständige Behörde im Sinne der WRRL bestimmt.

Laut den Vorgaben der Artikel 19, 28 und 52 des luxemburgischen Wassergesetzes vom 19. Dezember 2008 ist die *Administration de la gestion de l'eau*, welche seit Ende Oktober 2013 dem Ministerium für nachhaltige Entwicklung und Infrastrukturen untersteht, für die Erstellung der Bestandsaufnahme sowie der Bewirtschaftungspläne und der Maßnahmenprogramme zuständig. Die *Administration de la gestion de l'eau* ist zudem für das Erstellen und die Durchführung der Monitoringprogramme zuständig.

Die luxemburgische Wasserwirtschaftsverwaltung ist für alle Bereiche der Wasserwirtschaft und des Gewässerschutzes zuständig. Die Aufgaben der Wasserwirtschaftsverwaltung umfassen daher sowohl den Schutz der Bevölkerung vor Hochwasser als auch den Schutz von Grundwasser und Oberflächengewässern vor Verunreinigungen und Beeinträchtigungen durch den Menschen. Auch der Unterhalt der luxemburgischen Oberflächengewässer fällt unter die Zuständigkeit der Wasserwirtschaftsverwaltung. Kleine bis mittlere Unterhaltsarbeiten im Sinne einer ökologischen Verbesserung sowie Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern werden von Facharbeitern der Wasserwirtschaftsverwaltung selbst durchgeführt. Für die Instandhaltung großer Bauwerke an und in Gewässern ist die *Administration des ponts et chaussées* zuständig. Die Bewirtschaftung der luxemburgischen Schifffahrtsstraßen übernimmt der *Service de la navigation*.

Um ihre vielfältigen Aufgaben erfüllen zu können, ist die Wasserwirtschaftsverwaltung in vier Fachabteilungen (*Divisions*) aufgeteilt, die von der Direktion koordiniert werden. Bei den vier Abteilungen handelt es sich um:

- die *Division de l'hydrologie*, die für die Oberflächengewässer, unter anderem deren Unterhalt und Hochwassermanagement, zuständig ist. Die *Division de l'hydrologie* umfasst zudem den *Service hydrométrie* sowie den *Service pêche*, unter dessen Zuständigkeit die staatliche Fischzucht in Lintgen fällt.
- die *Division de la protection des eaux*, die sich mit dem Gewässerschutz der Fließgewässer sowie mit der Koordinierung der Abwasserreinigung beschäftigt.
- die *Division des eaux souterraines et des eaux potables*, die für den Schutz des Grundwassers, die Ausweisung von Trinkwasserschutzzonen und die Koordinierung der Trinkwasserversorgung zuständig ist und
- die *Division du laboratoire*, die sämtliche nationalen Wasseranalysen durchführt und als nationale Aufsichtbehörde für den Gewässerschutz fungiert.

Für die Natura 2000 Gebiete und andere wasserabhängige Ökosysteme ist das Ministerium für nachhaltige Entwicklung und Infrastrukturen zuständig und für das Thema Altlasten die Umweltverwaltung, welche dem Ministerium für nachhaltige Entwicklung und Infrastrukturen untersteht.

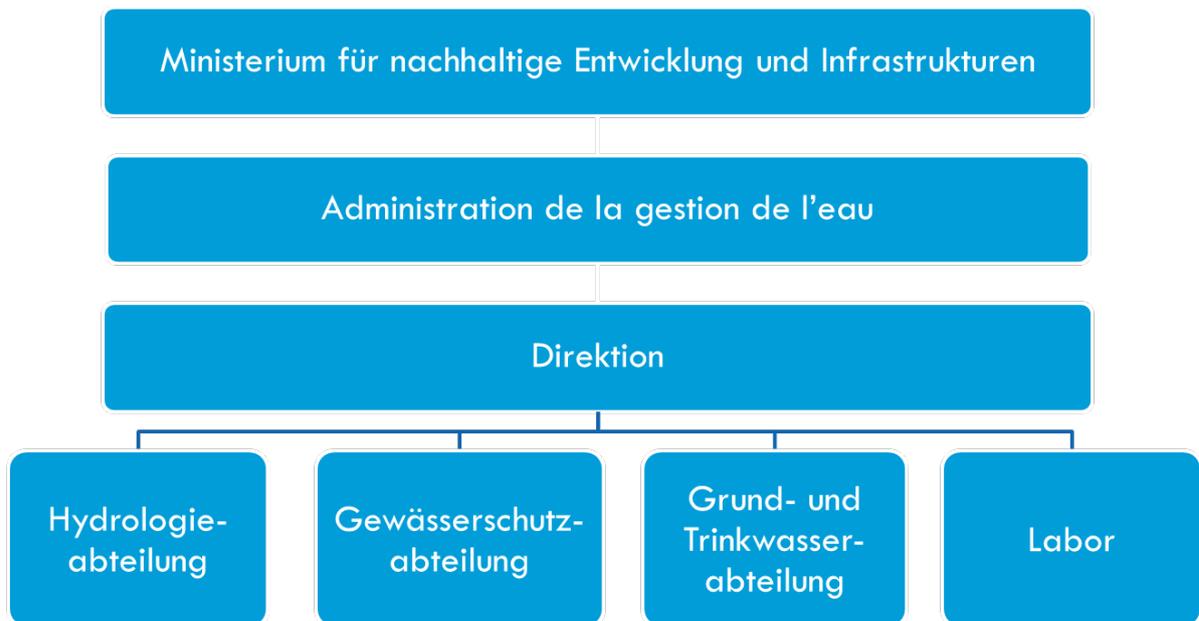


Abbildung 3-1: Gliederung der Administration de la gestion de l'eau

3.2 Internationale Zusammenarbeit

3.2.1 Die internationale Flussgebietseinheit Rhein

Das Einzugsgebiet des Rheins, welches sich auf insgesamt neun Staaten (Italien, Schweiz, Liechtenstein, Österreich, Deutschland, Frankreich, Luxemburg, Belgien und die Niederlande) verteilt, ist eines der größten in Europa. Aufgrund der Größe und der Komplexität der internationalen Flussgebietseinheit Rhein wurde deshalb im Jahre 2001 beschlossen, die Bestandsaufnahme sowie den Bewirtschaftungsplan für die IFGE Rhein in drei Ebenen zu gliedern:

- A-Ebene: internationaler Bericht für die gesamte Flussgebietseinheit
- B-Ebene: detaillierte Berichte für neun Bearbeitungsgebiete
- C-Ebene: nationale bzw. länderspezifische Berichte

Die internationale Koordination zur Umsetzung der WRRL in der IFGE Rhein erfolgt in einem eigens dafür gegründeten Koordinierungskomitee, das vom Sekretariat der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) unterstützt wird. Der übergeordnete Teil (Teil A) der Bestandsaufnahme und des Bewirtschaftungsplans, der sich mit den wichtigsten überregionalen Bewirtschaftungsfragen für die gesamte Flussgebietseinheit beschäftigt, wird in den Arbeits- und Expertengruppen der IKSR gemeinsam von Vertretern aller Mitgliedstaaten, die Anteile am Einzugsgebiet des Rheins haben, erarbeitet.

Die IFGE Rhein ist zudem in neun, meist internationale, Bearbeitungsgebiete (BAG) eingeteilt. In diesen neun Bearbeitungsgebieten werden die Fragen koordiniert, die für das jeweilige Bearbeitungsgebiet von Bedeutung sind. Eines dieser Bearbeitungsgebiete ist das BAG Mosel-Saar, an dem auch Luxemburg beteiligt ist. Alle erforderlichen Koordinierungsarbeiten und Abstimmungen erfolgen hier durch die Internationale Kommission zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS). Im Gegensatz zum ersten Bewirtschaftungszyklus erstellen nicht mehr alle BAG eigene Berichte zur Bestandsaufnahme.

Den Berichten der Bearbeitungsgebiete (Teil B) liegen die Bestandsaufnahmen und die Bewirtschaftungspläne sowie die dazu gehörigen Maßnahmenprogramme der Staaten bzw. Länder oder Regionen (Teil C) zugrunde. Diese legen die konkrete Bewirtschaftungsplanung der nationalen Anteile an der IFGE Rhein detailliert dar.

3.2.2 Die internationale Flussgebietseinheit Maas

Die Koordinierung der für die Umsetzung der WRRL erforderlichen Maßnahmen für das Maaseinzugsgebiet erfolgt im Rahmen der Internationalen Maaskommission (IMK), welche durch das Übereinkommen von Gent vom 3. Dezember 2002 von 8 Vertragsparteien (die Regierungen der Bundesrepublik Deutschland, des Königreichs Belgien, der Region Brüssel-Hauptstadt, der Region Flandern, der Region Wallonien, der französischen Republik, des Großherzogtums Luxemburg und des Königreichs der Niederlande) gegründet wurde.

Die Arbeitsgruppe Wasserrahmenrichtlinie, eine von fünf Arbeitsgruppen, ist die Arbeits- und Austauschplattform für die Zusammenarbeit zur Erreichung der in der Richtlinie festgelegten Umweltziele. Sie befasst sich mit den verschiedenen Etappen die der Erstellung der Bewirtschaftungspläne und der dazugehörigen Maßnahmenprogramme in den Staaten und Regionen vorangehen, also der Bestandsaufnahme und wichtigen Bewirtschaftungsfragen und verfolgt die Umsetzung der Maßnahmenprogramme, sofern die Themen von grenzüberschreitender Bedeutung sind. Diese Zusammenarbeit hat bereits im ersten Bewirtschaftungszyklus zur Erstellung eines übergeordneten Teils der Bewirtschaftungspläne der Vertragsparteien geführt, welcher im Hinblick auf den zweiten Bewirtschaftungsplan, 2015-2021, überarbeitet wird. Zudem hat ein im Jahr 2013 erarbeitetes Synthesedokument eine Evaluierung der Umsetzung der Maßnahmenprogramme für die erste Hälfte des ersten Bewirtschaftungszyklus in der internationalen Flussgebietseinheit Maas vorgenommen.

4. Oberflächengewässer

4.1 Beschreibung der Oberflächengewässer

4.1.1 Kategorisierung und Typisierung der OWK

4.1.1.1 Ökoregionen

Gemäß der in Anhang XI der WRRL dargestellten Karte, ist das Großherzogtum Luxemburg vollständig der Ökoregion 8 „westliches Mittelgebirge“ zuzuordnen.

4.1.1.2 Gewässerkategorien in Luxemburg

Nach Artikel 2 der WRRL ist ein Oberflächenwasserkörper (OWK) ein „einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers, z. B. ein See, ein Speicherbecken, ein Strom, Fluss oder Kanal, ein Teil eines Stroms, Flusses oder Kanals, ein Übergangsgewässer oder ein Küstengewässerstreifen“. Innerhalb einer Flussgebietseinheit werden die Oberflächenwasserkörper, gemäß Anhang II der WRRL, in eine der folgenden Kategorien von Oberflächengewässern eingeordnet:

- Flüsse,
- Seen,
- Übergangsgewässer und
- Küstengewässer

oder

- künstliche Oberflächenwasserkörper (AWB = *Artificial Water Body*) oder
- erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper (HMWB = *Heavily Modified Water Body*).

Für Luxemburg ist nur die Gewässerkategorie „Flüsse“ relevant. Natürliche Seen mit einer Größe von mehr als 50 ha sowie Übergangs- und Küstengewässer gibt es in Luxemburg nicht. Neben den natürlichen Oberflächenwasserkörpern der Kategorie „Flüsse“ werden auch erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper ausgewiesen.

4.1.1.3 Fließgewässertypen in Luxemburg¹⁷

Gemäß Punkt 1.1 ii) im Anhang II der WRRL müssen in jeder Kategorie von Oberflächengewässern die betreffenden Oberflächenwasserkörper innerhalb der Flussgebietseinheit nach Typen unterschieden werden. Für jeden Fließgewässertyp werden Gewässer zusammengefasst, die an bestimmte Ökoregionen gebunden sind und ähnliche als auch charakterisierende aquatische Lebensgemeinschaften aufweisen. Jedem Gewässertyp muss zudem ein typspezifischer Referenzzustand, welcher die Bezugsebene für die spätere Zustandsbewertung anhand der biologischen Qualitätselemente darstellt, zugeordnet werden, denn das für die natürlichen Gewässer zu erreichende Umweltziel „guter ökologischer Zustand“ ist, je nach Gewässertyp, spezifisch ausgestaltet.

¹⁷ Steckbriefe der Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg – Begleittext, Tanja Pottgiesser, Sebastian Birk, 2014

Methodik

Die WRRL schlägt in ihrem Anhang II zwei unterschiedliche Systeme, System A und System B, zur Festlegung der Typen von Oberflächenwasserkörpern vor. Für Luxemburg erfolgte die Ausweisung der Fließgewässertypen gemäß System B der WRRL, das auch in den Nachbarstaaten angewandt wurde.

Für das Großherzogtum Luxemburg wurden zur Umsetzung der WRRL im ersten Zyklus verschiedene Herangehensweisen für die nationale Fließgewässertypologie entwickelt und angewendet. In Folge wurden verschiedene Typen ausgewiesen, welche im Rahmen der vorliegenden zweiten Bestandsaufnahme für eine endgültige Typologie nach WRRL harmonisiert wurden. Es handelte sich dabei um die

- Fließgewässertypologie und -typen nach Ferréol et al. (2005)¹⁸;
- angepasste LAWA-Fließgewässertypologie und -typen nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2008)¹⁹;
- physio-geographische Fließgewässertypologie und -typen nach Hirsch et al. (2003)²⁰;
- Interkalibrierungstypen.

Je nach Zielstellung der jeweiligen Herangehensweise für die Typologie haben die Beschreibungen der Typen sehr unterschiedliche Schwerpunkte, wie z. B. rein hydromorphologische Beschreibungen oder Beschreibungen einer biologischen Qualitätskomponente. Für den zweiten Zyklus wurde als Synopse der auf Grundlage der verschiedenen Typologien und ausgewiesenen Typen, eine harmonisierte Tabelle der Fließgewässertypen erarbeitet. Dazu sind die verschiedenen Gewässertypenkarten GIS-technisch oder analog überlagert worden. Zusätzlich sind die jeweiligen Typbeschreibungen hinsichtlich gemeinsamer Merkmale überprüft worden.

Die in der harmonisierten Tabelle (siehe Tabelle 4-1) in schwarzer Schrift dargestellten Typen zeigen die typischen Übereinstimmungen an. Typen in grauer Schrift kommen zwar auch vor, sind aber nicht typisch.

¹⁸ Ferréol M., Dohet A., Cauchie H.-M., Hoffmann L., A top-down approach for the development of a stream typology based on abiotic variables, 2005

¹⁹ Pottgiesser T., Sommerhäuser M., Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B), 2008

²⁰ Löffler E., Kinsinger C., Hirsch R., Gewässertypenatlas für das Großherzogtum Luxemburg - Bericht erstellt im Auftrag des Services de la Gestion de l'Eau / Ministère de l'Intérieur du Luxembourg, 2003

Tabelle 4-1: Harmonisierte Tabelle der Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg

Ferreol et al (2005)		Löffler et al. (2003)		Pottgiesser & Sommerhäuser (2008)		Interkalibrierungstypen	
Code	Name	Code	Name	Code	Name	Code	Name
Type I	small high-altitude streams in the Oesling	Typ 1	kleine und große Bäche des Schiefergebirges (Salmonidenregion)	Typ 5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	RC-3	Silikatische Mittelgebirgsbäche
	small mid-altitude streams in the Oesling	Typ 2	kleine Flüsse des Schiefergebirges (Zwischenregion)	Typ 9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	RC-4	Flüsse des Tieflands
Type III	mid-sized mid-altitude streams in the Oesling	Typ 1	große Bäche des Schiefergebirges (Salmonidenregion)	Typ 5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	RC-3	Silikatische Mittelgebirgsbäche
Type IV	small mid-altitude streams in the Gutland	Typ 4	kleine und große Bäche des Muschelkalks (Salmonidenregion)	Typ 7	Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche		
		Typ 7	kleine und große Bäche des Luxemburger Sandstein (Salmonidenregion)	Typ 6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	RC-6	Karbonatische Bäche des Tieflands
		Typ 9	kleine und große Bäche der Keuper-/Liaslandschaften (Salmonidenregion)				
Type V	mid-sized and mid-altitude streams in the Gutland	Typ 5	kleine Flüsse des Muschelkalks (Zwischenregion)	Typ 9.1	Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	RC-4	Flüsse des Tieflands
		Typ 8	kleine Flüsse der Keuper-/Liaslandschaften (Zwischenregion)	Typ 7	Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche		
		Typ 4	große Bäche des Muschelkalks (Salmonidenregion)	Typ 6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	RC-6	Karbonatische Bäche des Tieflands
Type VI	large lowland streams	Typ 7	große Bäche des Luxemburger Sandstein (Salmonidenregion)				
		Typ 9	große Bäche der Keuper-/Liaslandschaften (Salmonidenregion)				
		Typ 6	große Flüsse des Muschelkalks (Cyprinidenregion)	Typ 9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges	RC-5	Große Flüsse des Tieflands
		Typ 6	Ströme des Muschelkalks (Cyprinidenregion)				

Ergebnisse

Die maßgebende Fließgewässertypologie zur Umsetzung der WRRL in Luxemburg ist zukünftig die von Ferréol et al. (2005), welche gegebenenfalls angepasst wurde. So ist gemäß Ferréol et al. (2005)²¹ beispielsweise kein Fließgewässertyp für die Mosel ausgewiesen worden. Bei der kartographischen Ausweisung der Fließgewässertypen ist der Mosel allerdings der Typ VI zugewiesen worden. Dies entspricht auch der Typzuweisung der Mosel in Deutschland, für die der LAWA-Typ 9.2 ausgewiesen worden ist. Die Fließgewässertypologie in Luxemburg umfasst somit insgesamt sechs Typen für die verschiedenen Naturräume des Landes.

In den zum Rhein hin entwässernden Oberflächenwasserkörpern sind alle sechs Gewässertypen vorhanden (siehe Karte 4.2 im Anhang 1).

Tabelle 4-2: Gewässertypen in der internationalen Flussgebietseinheit Rhein

Typ Code	Fließgewässertyp	Anzahl OWK	Länge (km)
I	Bäche der submontanen Stufe des Ösling	28	236,95
II	Bäche der kollinen Stufe des Ösling	8	66,30
III	Flüsse der kollinen Stufe des Ösling	10	161,50
IV	Bäche der kollinen Stufe des Gutland	46	461,17
V	Flüsse der kollinen Stufe des Gutland	9	129,00
VI	Große Flüsse des Tieflands	4	103,96

In der internationalen Flussgebietseinheit Maas ist ein Gewässertyp vorhanden (siehe Karte 4.2 im Anhang 1).

Tabelle 4-3: Gewässertypen in der internationalen Flussgebietseinheit Maas

Typ Code	Fließgewässertyp	Anzahl OWK	Länge (km)
IV	Bäche der kollinen Stufe des Gutland	3	21,51

Den beiden als HMWB eingestuften Oberflächenwasserkörper Sauer (OWK III-2.2.1) und Our (OWK V-1.2) wurde kein Gewässertyp zugeordnet. Sie können jedoch mit einem Steh-Gewässertyp verglichen werden, da sich die Fließgeschwindigkeit in diesen Abschnitten sehr stark reduziert hat. Da es in Luxemburg jedoch keine Seen gemäß den Vorgaben der WRRL gibt, konnten keine Referenzen für diese beiden HMWB abgeleitet werden. Die Referenzen wurden deshalb aus Deutschland übernommen und beide HMWB wurden dem Phytoplankton See-Subtyp 9 (Mittelgebirgsregion, natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, calciumarm, geschichtet mit relativ kleinem Einzugsgebiet) zugeordnet²² (siehe auch *Kapitel 4.5.1.1 Typspezifische Bewertung und Klassengrenzen der biologischen Qualitätselemente*).

4.1.2 Typspezifische Referenzbedingungen²³

Nach Anhang II der WRRL sind für alle Fließgewässertypen typspezifische biologische,

²¹ Ferréol M., Dohet A., Cauchie H.-M., Hoffmann L., A top-down approach for the development of a stream typology based on abiotic variables, 2005

²² Riedmüller et al., Steckbriefe der deutschen Seetypen, 2013

http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/09_steckbrief_seetyp_9.pdf

http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/00_begleittext_steckbriefe_deutscher_seetypen_intenet.pdf

²³ Steckbriefe der Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg – Begleittext, Tanja Pottgiesser, Sebastian Birk, 2014

hydromorphologische und physikalisch-chemische Referenzbedingungen für den sehr guten ökologischen Zustand festzulegen und entsprechende Referenzstellen auszuweisen. Die Referenzbedingungen sind somit als höchste Wertstufe Ausgangspunkt der Bewertung. Im Anhang V, Nr. 1.2 der WRRL ist der sehr gute (ökologische) Zustand folgendermaßen definiert: „Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur geringfügige Abweichungen an.“ Im Rahmen der Bewertung wird die Abweichung von dieser Referenz in vier weiteren Klassen – gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht – ermittelt.

Zur Ableitung von Referenzbedingungen kann nicht für alle Gewässertypen auf aktuelle Daten naturnaher Referenzgewässer(abschnitte) in Luxemburg zurückgegriffen werden. Viele Gewässer sind durch unterschiedliche anthropogene Eingriffe überprägt und so nachhaltig verändert, dass naturnahe Gewässerabschnitte als Vorbilder für einen Referenzzustand kaum noch zu finden sind. Gemäß Anhang II, Nr. 1.3 i-vi der WRRL können die typspezifischen Referenzbedingungen aber auch raumbezogen oder modellbasiert sein oder sie können durch Kombination dieser Verfahren abgeleitet werden. Modellbasierte typspezifische biologische Referenzbedingungen können entweder aus Vorhersagemodellen oder durch Rückberechnungsverfahren abgeleitet werden. Für die Verfahren sind historische, paläologische oder andere verfügbare Daten zu verwenden.“ Das heißt es können z. B. Daten und Beschreibungen der historischen Besiedlung oder historische Karten und (Ausbau-) Pläne hinzugezogen und hinsichtlich relevanter Informationen ausgewertet werden. Über die anthropogen nur wenig veränderten „abiotischen Rahmenbedingungen“, wie z. B. die Substratverhältnisse in der Aue, das Talbodengefälle und die Niederschlagsverhältnisse können in Verbindung mit den inzwischen meist guten Kenntnissen zur Autökologie der Arten Lebensgemeinschaften modelliert werden.

Unter anderem sind im Rahmen der Interkalibrierung Kriterien zur Festlegung von Referenzgewässern und -messstellen festgelegt worden²⁴. Da es in Mitteleuropa keine vom Menschen völlig unbeeinflussten Stellen mehr gibt, existieren keine völlig „unberührten Gewässer“ anhand derer Daten die Referenzbedingungen 1:1 abgeleitet werden können. Von daher wird ein „sehr geringer menschlicher Einfluss“ auf Ebene des Ökosystems definiert, dessen Einfluss nicht von der natürlichen biologischen Variabilität zu unterscheiden ist.

Für die erheblich veränderten und künstlichen Oberflächenwasserkörper müssen Referenzbedingungen, die dem guten ökologischen Potential entsprechen, definiert werden. Generell orientiert sich die Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern somit an den natürlichen Referenzbedingungen der Fließgewässertypen.

4.1.2.1 Methodik zur Ausweisung von typspezifische Referenzbedingungen

Zur Ausweisung von Referenzstellen wurden in einem ersten Schritt nur abiotische, keine biologischen, Kriterien herangezogen. In einem folgenden Schritt wurden aus dieser Auswahl solche Stellen gesondert überprüft, deren Biologie anthropogene Belastung indiziert (z. B. anhand

²⁴ Pardo I., Gómez-Rodríguez C., Wasson J.-G., Owen R., van de Bund W., Kelly M., Bennett C., Birk S., Buffagni A., Erba S., Mengin N., Murray-Bligh J., Ofenböeck G., The European reference condition concept: a scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems, 2012

biologischer Bewertungsindizes). Diese Prüfung berücksichtigte eventuelle methodologische Fehlerquellen. Generell wurden keine Stellen, deren biologische Bewertung einen mäßigen oder schlechteren Zustand aufwies, als Referenzstellen zugelassen.

Anthropogene Belastungen wurden auf drei räumlichen Skalen untersucht: Einzugsgebiet (EZG), Flussabschnitt (= Wasserkörper) und Probestelle. Minimale Längen der Flussabschnitte sind: > 1 km (kleine Fließgewässer, Strahler-Ordnung 1-3), > 5 km (mittelgroße FG, Strahler-Ordnung: 4-5) und > 10 km (große Fließgewässer, Strahler-Ordnung: 6 und größer).

Zwei Typen von Schwellenwerten zur Ausweisung von Referenzstellen wurden definiert:

- „Referenz-Schwellenwert“, bei dessen Überschreitung eine Probestelle weiter eine „mögliche Referenzstelle“ bleibt.
- „Rückweisungs-Schwellenwert“, bei dessen Überschreitung die Probestelle nicht als Referenz gelten kann.

Probestellen, bei denen die Werte aller Referenz-Kriterien unter den „Referenz-Schwellenwerten“ sind, gelten als Referenzstellen. Probestellen, bei denen 10 % der Kriterien-Werte zwischen „Referenz-Schwellenwert“ und „Rückweisungs-Schwellenwert“ liegen, gelten als „mögliche Referenzstellen“. Diese Stellen sind gesondert zu prüfen (z. B. durch Ortskenntnis).

4.1.2.2 Ergebnisse zur Ausweisung von typspezifische Referenzbedingungen

Im Rahmen der Bestandsaufnahme sind Steckbriefe für die sechs Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg analog zu den Steckbriefen der deutschen Fließgewässertypen²⁵ erstellt worden. Die Steckbriefe dienen zur Veranschaulichung der idealtypischen Ausprägung der Typen, das heißt des Referenzzustands (= sehr guten ökologischen Zustands). Jeder Steckbrief enthält folgende Beschreibungen, die sich auf den Referenzzustand beziehen:

- allgemeine morphologische Beschreibung inkl. Angaben zur Verbreitung und Beispiele für hydromorphologische oder biozönotische Referenzgewässer;
- typologisch relevante morphologische und chemische Kriterien zur Ausweisung der Gewässertypen;
- typspezifische Werte der allgemeinen physiko-chemischen Qualitätskomponenten;
- Beschreibung der typischen pflanzlichen und tierischen Besiedlung anhand der biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos, Phytoplankton) inkl. Angaben von bewertungsrelevanten Metrics mit typspezifischen Werten der jeweiligen Qualitätskomponente;
- Anmerkungen z. B. zu substratgeprägten Varianten oder zur Verwandtschaft des Typs zu anderen Typen.

Die Steckbriefe der Fließgewässer des Großherzogtums Luxemburg sind in Anhang 2 aufgelistet und beziehen sich auf die von Ferréol et al. (2005)²⁶ ausgewiesenen Gewässertypen.

²⁵ Pottgiesser T., Sommerhäuser M., Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2004

Pottgiesser T., Sommerhäuser M., Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B), 2008

²⁶ Ferréol M., Dohet A., Cauchie H.-M., Hoffmann L., A top-down approach for the development of a stream typology based on abiotic variables, 2005

4.1.3 Interkalibrierung

Damit die Zustandsbewertung der einzelnen Wasserkörper europaweit auf vergleichbaren Ergebnissen basiert und die Bewertung der Gewässer einheitlich erfolgt, werden, so weit möglich, standardisierte und international abgestimmte Bewertungsmethoden eingesetzt. Die biologischen Bewertungsmethoden werden im Rahmen des europäischen Interkalibrierung Prozesses verglichen und abgestimmt. Die nationalen Klassengrenzen des guten und sehr guten ökologischen Zustands für ausgewählte Interkalibrierungstypen werden im Rahmen dieses Prozesses harmonisiert.

Im Rahmen des europäischen Interkalibrierungsprozesses wurden so genannte geographische Interkalibrierungsgruppen (GIGs) gegründet in denen die Interkalibrierung der biologischen Bewertungsmethoden zwischen den Ländern erfolgt für die ein gemeinsamer Interkalibrierungstyp ausgewiesen ist. Diese Interkalibrierungstypen umfassen somit Gewässer mit vergleichbaren Merkmalen, die in verschiedenen Mitgliedstaaten der Europäischen Union vorkommen. Ihre Ausweisung stützt sich auf die Beschreibung ausgewählter Parameter, wie Ökoregion, Größe, Höhenlage oder Geologie. Luxemburg ist an der Gruppe „central baltic“ beteiligt.

Die für Luxemburg relevanten Interkalibrierungstypen sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 4-4: Interkalibrierungstypen für Luxemburg

Typ	Original Name	Deutsche Bezeichnung
RC-3	Siliceous mountain brooks	Silikatische Mittelgebirgsbäche
RC-4	Medium-sized lowland streams	Kleine Flüsse des Tieflandes
RC-5	Large lowland rivers of mixed alkalinity	Grosse Flüsse des Tieflandes
RC-6	Small calcareous lowland streams	Karbonatische Bäche des Tieflandes

Die naturräumliche Lage Luxemburgs verleiht seinen Fließgewässern vornehmlich Mittelgebirgscharakter. Somit stellen die für Luxemburg ausgewiesenen Interkalibrierungstypen des Tieflandes (RC-4, RC-5, RC-6) besondere typologische Varianten dar. In der Tat ist der einzige Interkalibrierungstyp der einem luxemburgischen Fließgewässertyp entspricht der Typ RC-3. In diesen Typ können die luxemburgischen Fließgewässertypen I und II eingeordnet werden. Eine Überprüfung der in Luxemburg angewandten Interkalibrierungstypen ist für das Jahr 2015 geplant.

Die Ergebnisse der zweiten Interkalibrierungsphase, welche Anfang 2013 abgeschlossen wurde²⁷, sind für Luxemburg in der Tabelle 4-5 dargestellt.

Für die biologischen Qualitätskomponenten „Fische“ und „Makroinvertebraten“, sowie die biologische Teilkomponente „Diatomeen“ wurde die Interkalibrierung für alle Gewässertypen (*all types*) abgeschlossen, allerdings sollen die Referenzwerte für die Diatomeen in Laufe des Jahres 2015 typspezifisch angepasst werden. Für die biologische Teilkomponente „Makrophyten“ wurde die Interkalibrierung für die europäischen Gewässertypen RC3 und RC4 abgeschlossen. Für die restlichen Gewässertypen wurden für diese biologische Teilkomponente die „Ökologischen Qualitätsquotienten“ (EQR H/G 0,89 und G/M 0,79) aus der Interkalibrierung übernommen. Die Referenzwerte für Makroinvertebraten und Makrophyten wurden im Rahmen einer Studie im Jahr

²⁷ Beschluss 2013/480/EU der Kommission vom 20. September 2013 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung der Entscheidung 2008/915/EG

2014 typspezifisch festgelegt²⁸. Die Methodik der biologischen Qualitätskomponente „Makroinvertebraten“ wird im kommenden Bewirtschaftungszyklus ab 2015 an die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie angepasst und interkalibriert.

Die biologische Qualitätskomponente „Phytoplankton“ konnte für Luxemburg nicht interkalibriert werden mangels einer genügenden Anzahl an Phytoplankton führenden Oberflächenwasserkörper. Die Methoden, Limits und Referenzwerte werden für dieses Qualitätselement, für die Oberflächenwasserkörper der Typologie VI (OWK II-1.a, II-1.b und III-1.1.b) und die als HMWB eingestufte Mosel (OWK I-1) daher aus Deutschland übernommen (siehe auch *Kapitel 4.5.1.1 Typspezifische Bewertung und Klassengrenzen der biologischen Qualitätselemente*). Als Gewässertyp ist dabei der LAWA-Fließgewässer-Typ 9.2 (siehe Anhang 3) als Bewertungsgrundlage gewählt worden²⁹. Die Referenzen für die biologische Qualitätskomponente „Phytoplankton“ sind dieselben für die HMWB und die natürlichen Fließgewässertypen, da das Phytoplankton nicht von hydromorphologischen Veränderungen und Belastungen wie z. B. einer Kanalisierung für die Schifffahrt negativ beeinflusst wird und der gute Zustand für ein HMWB wie für natürliche Oberflächenwasserkörper erreicht werden kann.

Tabelle 4-5: Übersicht über die Ergebnisse der zweiten Interkalibrierungsphase

	Interkalibriertes nationales Einstufungssystem	Typ	Ökologische Qualitätsquotienten (EQR)	
			Grenzwert sehr guter / guter Zustand	Grenzwert guter / mäßiger Zustand
Biologische Qualitätskomponente: Benthische wirbellose Faune	Classification luxembourgeoise DCE Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) 1992, Norm AFNOR NF T 90 350, 1992) et circulaire DCE 2007/22 MEDD/DE/MAGE/BEMA 07/ n° 4 du 11 avril 2007	Alle Typen	0,96	0,72
Biologische Teilqualitätskomponente: Makrophyten	IBMR-LU – Biologischer Makrophytenindex für Flüsse	R-C3	0,89	0,79
		R-C4	0,89	0,79
Biologische Teilqualitätskomponente: Phytobenthos	Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	Alle Typen	0,90	0,70

²⁸ Steckbriefe der Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg – Begleittext, Tanja Pottgiesser, Sebastian Birk, 2014

²⁹ Pottgiesser T., Sommerhäuser M., Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2004
Pottgiesser T., Sommerhäuser M., Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B), 2008

	Interkalibriertes nationales Einstufungssystem	Typ	Ökologische Qualitätsquotienten (EQR)	
			Grenzwert sehr guter / guter Zustand	Grenzwert guter / mäßiger Zustand
Biologische Qualitätskomponente: Fischfauna	Classification française DCE Indice Poissons Rivière (IPR). AFNOR NF-T-90-344. Arrêté du 25 janvier 2010 modifié relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique {...} des eaux de surface	Alle Typen	1,131	0,835

4.2 Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper

4.2.1 Ausweisung von natürlichen Oberflächenwasserkörpern

Da die Flussgebietseinheiten zu groß und zu unübersichtlich für die Bewertung und Bewirtschaftung der Gewässer sind, werden innerhalb dieser Einheiten sogenannte Wasserkörper ausgewiesen. Gemäß den Vorgaben der WRRL ist ein Oberflächenwasserkörper ein „einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers, z. B. ein See, ein Speicherbecken, ein Strom, Fluss oder Kanal, ein Teil eines Stroms, Flusses oder Kanals, ein Übergangsgewässer oder ein Küstengewässerstreifen“.

Die Wasserrahmenrichtlinie gilt für alle Gewässer. Die Ist-Bestandsanalyse fokussiert entsprechend dem europäischen Planungsrahmen und den Berichtspflichten zur WRRL auf Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet größer als 10 km² und Seen mit einer Oberfläche größer als 50 ha. Die Maßnahmenplanung umfasst aber alle Gewässer.

4.2.1.1 Methodik zur Ausweisung von natürlichen Oberflächenwasserkörpern

Die Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper orientierte sich in Luxemburg an den Vorgaben des CIS-Guidance Dokumentes Nummer 2 „Identification of Water Bodies“ von 2003³⁰. Bei der Basisabgrenzung der Wasserkörper wurden im Wesentlichen folgende Trennkriterien beachtet:

- Abgrenzung beim Übergang in eine andere Gewässerkategorie. Dies entfällt in Luxemburg, da es nur Fließgewässer gibt.
- Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper entlang dem Gewässernetz mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km²
- Abgrenzung bei wesentlichen Änderungen physikalischer (geographischer und hydromorphologischer) Eigenschaften z. B. bei einem bedeutenden Zufluss
- Abgrenzung beim Übergang in einen anderen Gewässertyp.

³⁰ CIS Guidance Document N° 2 on Identification of Water Bodies, 2003

Die drei letzteren Abgrenzungsschritte bilden in Luxemburg das Basisgewässernetz anhand natürlich charakterisierender und typologischer Kriterien.

Weiter erfolgte dann eine Abgrenzung beim Wechsel zwischen natürlichen und erheblich veränderten Gewässerabschnitten. Eine Abgrenzung auf Grund von signifikanten Belastungen wurde nicht vorgenommen, da die Belastungsdichte in Luxemburg so groß ist, dass die Folge ein Netz von Wasserkörpern mit oftmals nur wenigen hundert Meter wäre. Dies gewährt aus administrativer Sicht keine ausreichende Praktikabilität für ein effizientes Wassermanagement.

Im Rahmen der zweiten Bestandsaufnahme wurde die Wasserkörpereinteilung überprüft und überarbeitet. Die Gründe für die Überarbeitung sind:

- Rückmeldung der EU Kommission zur Wasserkörpereinteilung;
- Behebung von Fehlern im GIS;
- Überarbeitung der Fließgewässer Typologie (siehe auch *Kapitel 4.1.1.3 Fließgewässertypen in Luxemburg*);
- Vorliegen der Vollerhebung der Morphologie und daher Überarbeitung der Ausweisung der HMWB.

Eine Liste wie sich die „alten“ Wasserkörper zu den neuen verhalten findet sich im Anhang 4.

Für Luxemburg erfolgte zum Schluss noch eine Zusammenfassung der Oberflächenwasserkörper zu sogenannten Betrachtungsräumen, die im Wesentlichen den großen Einzugsgebieten des Landes entsprechen und als größere Bezugseinheiten für die Bearbeitung dienen.

Folgende sieben Betrachtungsräume (siehe Karte 2.2 im Anhang 1) wurden ausgewiesen:

- Betrachtungsraum I: Einzugsgebiet Mosel (428,06 km²)
- Betrachtungsraum II: Einzugsgebiet Untere Sauer (312,71 km²)
- Betrachtungsraum III: Einzugsgebiet Obere Sauer (354,33 km²)
- Betrachtungsraum IV: Einzugsgebiet Wiltz (346,08 km²)
- Betrachtungsraum V: Einzugsgebiet Our (106,34 km²)
- Betrachtungsraum VI: Einzugsgebiet Alzette (972,01.2. km²)
- Betrachtungsraum VII: Einzugsgebiet Chiers (69,91 km²)

4.2.1.2 Ergebnisse zur Ausweisung von natürlichen Oberflächenwasserkörpern

Basierend auf der Überarbeitung wurden in Luxemburg insgesamt 110 Oberflächenwasserkörper ausgewiesen (siehe Tabellen 4-6 und 4-7). 107 dieser Oberflächenwasserkörper gehören zur Flussgebietseinheit Rhein und umfassen eine Gesamtlänge von etwa 1.197 km (inklusive der Oberläufe). Die restlichen 3 Oberflächenwasserkörper, mit einer Gesamtlänge von etwa 22 km (inklusive der Oberläufe), gehören zur Flussgebietseinheit Maas. Von den 110 Oberflächenwasserkörpern sind 8 Gewässerstrecken als HMWB ausgewiesen worden.

Die Einzugsgebietsgröße der Oberflächenwasserkörper variiert zwischen 3,00 km² (OKW III-1.2.2.a Houschterbaach) und 101,13 km² (OKW II-5 Ern z blanche).

Lage und Grenzen der Oberflächenwasserkörper sind in Anhang 1 in der Karte 4.1 dargestellt.

Tabelle 4-6: Liste der Oberflächenwasserkörper in Luxemburg

Bearbeitungsgebiet	Nummer OWK	Code OWK	Name OWK	HMWB	Typologie	Länge (km)	Größe EZG (km²)
Mosel (Moselle)	1	I-1	Mosel	Ja	VI	37,80	69,48
	2	I-2.1	Syr	Nein	V	9,20	13,90
	3	I-2.2	Schlammbaach	Nein	IV	10,50	19,53
	4	I-2.3	Wuelbertsbaach	Nein	IV	9,70	17,52
	5	I-3.1	Syr	Nein	IV	23,80	86,59
	6	I-3.2	Biwerbaach	Nein	IV	16,10	38,24
	7	I-3.3	Fluessweilerbaach	Nein	IV	6,00	12,38
	8	I-3.4	Roudemerbaach	Nein	IV	3,77	13,22
	9	I-4.1	Donwerbaach	Nein	IV	9,42	12,89
	10	I-4.2.1	Gouschténgerbaach	Nein	IV	9,40	15,70
	11	I-4.2.2	Lennéngerbaach	Nein	IV	8,80	23,33
	12	I-5.1	Aalbaach	Nein	IV	9,72	30,91
	13	I-5.2	Ierpeldengerbaach	Nein	IV	5,86	13,22
	14	I-6	Gander	Nein	IV	20,10	42,76
	15	I-6.2	Briedemsbaach	Nein	IV	4,89	18,40
Untere Sauer (Sûre inférieure)	16	II-1.a	Sauer	Nein	VI	9,00	10,99
	17	II-1.b	Sauer	Nein	VI	43,26	46,56
	18	II-2.2	Girsterbaach	Nein	IV	6,27	14,10
	19	II-2.3	Aleferbaach	Nein	IV	6,65	13,32
	20	II-3	Lauterburerbaach	Nein	IV	10,75	24,62
	21	II-4	Ernz noire	Nein	IV	25,17	69,91
	22	II-4.1.2	Halerbaach	Nein	IV	6,50	19,38
	23	II-4.1.3	Consdreferbaach	Nein	IV	5,80	12,70
24	II-5	Ernz blanche	Nein	IV	29,60	101,13	
Obere Sauer (Sûre supérieure)	25	III-1.1.a	Sauer	Nein	III	20,00	27,94
	26	III-1.1.b	Sauer	Nein	VI	13,90	28,32
	27	III-1.2.1.a	Blees	Nein	I	10,90	12,74
	28	III-1.2.1.b	Blees	Nein	II	9,30	25,34
	29	III-1.2.2.a	Houschterbaach	Nein	I	2,95	3,00
	30	III-1.2.2.b	Tandelerbaach	Nein	II	6,25	7,84
	31	III-1.2.3	Stool	Nein	I	7,63	11,06
	32	III-1.3	Tirelbaach	Nein	IV	6,20	12,78
	33	III-1.4	Schlénner	Nein	I	8,00	13,12
	34	III-2.1.1	Sauer	Nein	III	13,10	30,38
	35	III-2.1.2	Schlirbech	Nein	I	9,90	22,07
	36	III-2.2.1	Sauer	Ja	- *	29,60	42,11
	37	III-2.2.2	Dirbech	Nein	I	4,80	15,97

Bearbeitungsgebiet	Nummer OWK	Code OWK	Name OWK	HMWB	Typologie	Länge (km)	Größe EZG (km²)
	38	III-2.2.3	Ningserbaach	Nein	I	8,40	17,63
	39	III-2.2.4	Béiwenerbaach	Nein	I	9,30	30,63
	40	III-3.a	Sauer	Nein	III	13,30	15,10
	41	III-3.b	Sauer	Nein	III	6,30	11,97
	42	III-4	Syrbaach	Nein	I	19,60	26,33
Wiltz	43	IV-1.1.a	Wiltz	Nein	III	6,40	7,09
	44	IV-1.1.b	Wiltz	Nein	III	5,60	12,20
	45	IV-2.1	Wiltz	Nein	III	20,80	35,56
	46	IV-2.2.1.a	Himmelbaach	Nein	I	4,92	9,38
	47	IV-2.2.1.b	Himmelbaach	Nein	II	4,50	7,39
	48	IV-2.2.2.a	Kirel	Nein	I	9,20	10,90
	49	IV-2.2.2.b	Kirel	Nein	II	4,40	5,37
	50	IV-2.2.3	Tettelbaach	Nein	I	10,90	33,85
	51	IV-2.3	Wemperbaach	Nein	I	7,00	11,57
	52	IV-3.1.a	Clerve	Nein	I	17,00	42,67
	53	IV-3.1.b	Clerve (Woltz)	Nein	III	32,30	52,40
	54	IV-3.2.a	Pëntsch / Lamichtsbaach	Nein	I	7,10	16,95
	55	IV-3.2.b	Pëntsch	Nein	II	3,40	12,16
	56	IV-3.3	Irbich	Nein	I	11,90	16,46
	57	IV-3.4	Wemperbaach	Nein	I	10,40	22,25
	58	IV-3.5.1	Tretterbaach	Nein	I	16,50	33,39
	59	IV-3.5.2	Emeschbaach	Nein	I	6,70	16,48
Our	60	V-1.1	Our	Nein	III	12,30	16,64
	61	V-1.2	Our	Ja	- *	8,30	12,87
	62	V-2.1	Our	Nein	III	31,40	66,61
	63	V-2.2	Schibech	Nein	I	6,70	10,21
Alzette	64	VI-1.1.a	Alzette	Nein	V	5,30	19,29
	65	VI-1.1.b	Alzette	Nein	V	12,05	33,91
	66	VI-1.2	Schrandweilerbaach	Nein	IV	6,50	17,68
	67	VI-2.1	Alzette	Nein	V	20,60	57,92
	68	VI-3	Alzette	Ja	V	13,65	56,83
	69	VI-4.1.1.a	Alzette	Nein	IV	5,30	5,40
	70	VI-4.1.1.b	Alzette	Nein	V	11,90	55,50
	71	VI-4.1.1.c	Bibeschbaach	Nein	IV	6,30	10,73
	72	VI-4.1.2	Drosbech	Nein	IV	8,50	10,79
	73	VI-4.1.3.a	Mess	Nein	IV	13,70	25,66
	74	VI-4.1.3.b	Pisbaach	Nein	IV	4,70	10,41
	75	VI-4.1.4	Kiemelbaach	Nein	IV	7,70	13,22
	76	VI-4.2	Alzette	Ja	IV	3,75	23,57
	77	VI-4.3	Dideléngerbaach	Ja	IV	7,20	22,51
	78	VI-4.4	Kälbaach	Nein	IV	8,10	24,00

Bearbeitungsgebiet	Nummer OWK	Code OWK	Name OWK	HMWB	Typologie	Länge (km)	Größe EZG (km ²)
	79	VI-5.1.a	Wark	Nein	I	6,20	7,02
	80	VI-5.1.b	Wark	Nein	II	28,90	45,75
	81	VI-5.2.a	Fel	Nein	I	6,20	6,41
	82	VI-5.3.a	Mëchelbaach	Nein	I	6,00	8,56
	83	VI-5.4.a	Turelbaach	Nein	I	6,90	11,25
	84	VI-6	Attert	Nein	V	20,50	54,02
	85	VI-6.2	Viichtbaach	Nein	IV	6,10	14,93
	86	VI-6.3	Aeschbech	Nein	IV	6,40	14,61
	87	VI-6.4	Schwebech	Nein	IV	11,20	30,37
	88	VI-7.1.a	Hueschterbaach	Nein	I	5,60	8,40
	89	VI-7.1.b	Roudbaach	Nein	II	6,10	25,34
	90	VI-7.2.a	Bëschruederbaach	Nein	I	3,55	6,11
	91	VI-7.2.b	Bëschruederbaach	Nein	II	3,45	8,19
	92	VI-8.1.a	Attert	Nein	V	10,00	15,61
	93	VI-8.2	Fräsbech	Nein	IV	6,90	13,05
	94	VI-8.3.a	Koulbich	Nein	IV	4,40	4,12
	95	VI-8.3.b	Koulbich	Nein	I	7,70	16,64
	96	VI-8.4	Noutemerbaach	Nein	I	5,00	11,77
	97	VI-9.a	Pall	Nein	IV	9,30	13,81
	98	VI-9.b	Näerdenerbaach	Nein	IV	6,10	13,70
	99	VI-10.1.a	Eisch	Nein	IV	32,60	54,10
	100	VI-10.1.b	Eisch	Nein	V	25,80	72,09
	101	VI-11	Mamer	Nein	IV	26,66	52,69
	102	VI-12.2	Kielbaach	Nein	IV	8,70	19,00
	103	VI-12.3	Faulbaach	Nein	IV	8,80	13,19
	104	VI-13.1.1.a	Péitruss	Nein	IV	10,16	16,27
	105	VI-13.1.1.b	Péitruss	Ja	IV	2,60	3,14
	106	VI-13.1.2	Grouf	Nein	IV	6,70	10,97
	107	VI-13.2	Zéisséngerbaach	Nein	IV	7,80	13,43
Chiers	108	VII-1.1	Chiers	Ja	IV	12,85	50,65
	109	VII-1.2	Mierbaach	Nein	IV	4,76	13,15
	110	VII-1.3	Réierbaach	Nein	IV	3,90	6,11
Total	110			8		1218,29	2589,43

* Den beiden als HMWB eingestuften Oberflächenwasserkörper wurde kein Gewässertyp zugeordnet, sie können jedoch mit einem Steh-Gewässertyp verglichen werden. Da keine Referenzen aus Luxemburg für diese beiden HMWB abgeleitet werden konnten, wurden sie aus Deutschland übernommen. Beide HMWB wurden so dem Phytoplankton See-Subtyp 9 (Mittelgebirgsregion, natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, calciumarm, geschichtet mit relativ kleinem Einzugsgebiet) zugeordnet (siehe *Kapitel 4.1.1.3 Fließgewässertypen in Luxemburg*).

Tabelle 4-7: Verteilung der Oberflächenwasserkörper in Luxemburg

Internationale Flussgebietseinheit	Anzahl der OWK	Anzahl der HMWB	Gesamtlänge der OWK (km)	Gesamtfläche der OWK (km ²)
Rhein	107	7	1196,78	2519,52
Maas	3	1	21,51	69,91
Total	110	8	1218,29	2589,43

Des Weiteren gibt es in Luxemburg 12 „Entwässerungsflächen“ mit einer Gesamtfläche von 7,94 km². Das sind Gebiete, die keinen Wasserlauf haben, das Hangwasser aber in Gewässer in den Nachbarstaaten fließt.

Tabelle 4-8: Verteilung der Entwässerungsflächen in Luxemburg

Internationale Flussgebietseinheit	Anzahl der Entwässerungsgebiete	Gesamtfläche der Entwässerungsgebiete (km ²)
Rhein	8	5,03
Maas	4	2,91
Total	12	7,94

4.2.2 Gruppierung von Wasserkörpern

Wasserkörper können zu Zwecken des Monitorings, der Berichterstattung und der Bewirtschaftung zusammengefasst werden, somit auch zur Abschätzung, ob sie die Ziele der WRRL erreichen (Gefährdungsabschätzung). Allerdings ist zu beachten, dass die Oberflächenwasserkörper dem gleichen Gewässertyp entsprechen müssen und auch keine signifikanten Unterschiede in der Güte und in den Belastungen vorliegen.

Eine Gruppierung der Wasserkörper wird nur zum Zwecke des Monitorings für den nächsten Bewirtschaftungszyklus in Betracht gezogen.

4.2.3 Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern

Ein Großteil der luxemburgischen Bäche und Flüsse hat sich über Jahrhunderte durch kulturwasserbauliche Maßnahmen und Nutzungen in den Einzugsgebieten von dem natürlichen Zustand entfernt. So weist eine Vielzahl der luxemburgischen Oberflächenwasserkörper heutzutage eine deutliche bis sehr starke anthropogene Beeinflussung (Strukturgüte 6 und 7) auf (z. B. durch die Nutzung zur Trinkwasserversorgung, Energiegewinnung, Schifffahrt oder dem Schutz vor Überschwemmungen). Diese Nutzungen führen oftmals zu starken hydromorphologischen Veränderungen.

Die WRRL erlaubt nach Artikel 4, Absatz 3, einen Oberflächenwasserkörper, der den guten ökologischen Zustand wegen seiner hydromorphologischen Eigenschaften nicht zu erreichen vermag, als künstlich (AWB) oder erheblich verändert (HMWB) auszuweisen. Die Ausweisung knüpft sich jedoch an zwei Bedingungen:

- Maßnahmen, die nötig wären, den künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörper in einen guten ökologischen Zustand zu versetzen, wirken sich in erheblichem Maße nachteilig auf Umwelt, Schifffahrt, Freizeitnutzung, Trinkwasserversorgung, Stromversorgung oder Bewässerung, Wasserregulierung, Hochwasserschutz, Landentwässerung und andere

dauerhafte Entwicklungstätigkeiten des Menschen aus.

- Der Zweck, dem die künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper dienen, lässt sich aus Gründen technischer Durchführbarkeit oder unverhältnismäßig hoher Kosten nicht mit Mitteln erreichen, die die Umwelt wesentlich mehr schonen.

Die aufgeführten Bedingungen verlangen eine eingehende individuelle Betrachtung jedes Wasserkörpers, der für eine Ausweisung als erheblich verändert oder künstlich in Frage kommt. Die Einstufung sowie die Gründe zur Einstufung eines Oberflächenwasserkörpers als AWB bzw. HMWB müssen im Detail beschrieben und alle 6 Jahre überprüft werden. Für Luxemburg erfolgt die Überprüfung der Ausweisung der künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper im Rahmen der vorliegenden Bestandsaufnahme. Wenn die Nutzungen, die zur Einstufung als AWB bzw. HMWB geführt haben, aufgegeben wurden oder es sich herausstellt, dass der gute Zustand doch erreicht werden kann, können diese Wasserkörper aus der Ausweisung als AWB bzw. HMWB herausgenommen werden. Zudem können neue Wasserkörper als erheblich verändert oder künstlich ausgewiesen werden.

4.2.2.1 Methodik zur HMWB-Ausweisung in Luxemburg

Luxemburg hat im Rahmen des ersten Bewirtschaftungsplans insgesamt 11 Oberflächenwasserkörper als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen. Die nun geforderte Überprüfung der HMWB-Ausweisung basiert

- auf den neuen Erkenntnissen der Strukturvollerhebung;
- auf den Vorgaben des CIS Leitfadens zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern³¹ und
- neuen Untersuchungen zu Renaturierungsmöglichkeiten.

Die Vorgangsweise für eine HMWB Ausweisung, diesbezügliche Kriterien und weitere Details sind in Kapitel 6 der wirtschaftlichen Analyse von 2009³² näher ausgeführt und gelten auch für die Bestandsanalyse 2013. Zusammenfassend lässt sich die Vorgehensweise zur Überprüfung der HMWB-Ausweisung wie folgt zusammenfassen:

- Festlegung der Verbesserungsmaßnahmen zur Erzielung eines guten ökologischen Zustandes und Überprüfung der technischen Durchführbarkeit;
- Überprüfung der aktuellen, spezifischen Nutzung des Wasserkörpers und deren Verhältnis zur physikalischen Veränderung des Wasserkörpers.

Abschließend wurde jeder „im Wesen erheblich veränderte“ Gewässerabschnitt dahingehend beurteilt, ob:

- die zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale signifikante negative Auswirkungen auf die Umwelt oder Tätigkeiten zu deren Zweck Wasser genutzt wird (z. B. Trinkwassergewinnung im Stausee) oder auf den Hochwasserschutz oder andere wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen hätten und
- die nutzbringenden Ziele, denen die veränderten Merkmale des Oberflächenwasserkörpers dienen, nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel (die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen, und technisch durchführbar sein müssen und keine

³¹ CIS Guidance Document N° 4 on Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies, 2003

³² Bericht zur Wirtschaftlichkeitsanalyse des Maßnahmenprogramms im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EC

unverhältnismäßigen Kosten verursachen dürfen), erreicht werden können.

4.2.2.2 Ergebnisse der Überprüfung der HMWB-Ausweisung in Luxemburg

Im Zuge der Vollerhebung der Hydromorphologie wurde festgestellt, dass es in den Wasserkörpern mit hohen Anteilen der Gewässerstrukturgüte 6 und 7 keine weiteren Abschnitte gibt, für die eine HMWB Ausweisung gegen über 2009 von Nöten ist. Viel mehr hat sich auf Grund neuer Erkenntnisse herausgestellt, dass die Anzahl der Wasserkörper mit HMWB Status auf 8 Wasserkörper reduziert werden kann.

So ist es nicht weiter notwendig die Wasserkörper Kaasselterbaach (alter OWK-Code VI-2.2), die Kaylbach (OWK VI-4.4), den oberen Teil der Péitruss (OWK VI-13.1.1.a) und die Ernz Noire (alter OWK-Code II-4.2) als HMWB auszuweisen. Weitere Details diesbezüglich finden sich in Tabelle 4-9. Die Péitruss wurde gemäß den Vorgaben des CIS Leitfadens zur Ausweisung der Wasserkörper³³ in zwei Oberflächenwasserkörper aufgeteilt, wobei der untere Teil auch weiterhin als HMWB ausgewiesen wurde (OWK VI-13.1.1.b). Die Ernz Noire hingegen wurde auf ihrem gesamten Verlauf als natürlicher Oberflächenwasserkörper ausgewiesen.

Für die verbleibenden 8 Wasserkörper gibt es jedoch nach derzeitigem Wissenstand keine alternativen Maßnahmen, die technisch durchführbar und/oder nicht unverhältnismäßig teuer sind oder keine Nutzung die eine bedeutend bessere Umweltoption darstellt.

Die Tabellen 4-9 und 4-10 führen die erheblich veränderten Wasserkörper im Einzugsgebiet Rhein und Maas (siehe Karte 4.1 im Anhang 1) sowie die Begründung der HMWB-Ausweisung auf.

Tabelle 4-9: HMWB-Ausweisung und Begründung in Luxemburg im Einzugsgebiet Rhein

Gewässername	Alter OWK Code	Neuer OWK Code	Begründung der HMWB-Ausweisung
Mosel	I-1	I-1	<p>Wasserschiffahrtstraße.</p> <p>Die Mosel wurde in Luxemburg in den 60er Jahren zur Schifffahrtsstraße ausgebaut und ist so von Schengen bis Wasserbillig auf einer Strecke von ca. 39 km vollständig begradigt. Die Mosel wird heute durch die Stauhaltungen Apach-Schengen, Stadtbredimus-Palzem, Grevenmacher-Wellen und Trier so weit eingestaut, dass keine gefällbedingten Fließstrecken mehr erhalten geblieben sind. Durch den Ausbau zur Schifffahrtsstraße verlor die Mosel ihren Fließgewässercharakter nahezu vollständig.</p> <p>Bei Normal- und Niedrigwasserabflüssen beschleunigen lediglich die in jeder Staustufe installierten Turbinen die Fließgeschwindigkeit auf kurzen Strecken im Unterwasser. Durch Gefälle bedingte Beschleunigungsstrecken sind</p>

³³ CIS Guidance Document N° 2 on Identification of Water Bodies, 2003

Gewässername	Alter OWK Code	Neuer OWK Code	Begründung der HMWB-Ausweisung
			<p>nicht mehr vorhanden, da die Stauwirkung direkt bis an die oberhalb angrenzenden Wehre reichen. Die Staustufen sind mit Fischpässen ausgestattet, die jedoch bereits aufgrund ihrer ungeeigneten Lage nur eingeschränkt funktionsfähig sein können. Eine Ausnahme bildet der Vertical-Slot-Fischpass in der Staustufe Schengen, dessen Einstiegsöffnung nahe dem Turbinenauslauf liegt und nachweislich eine hohe Funktionstüchtigkeit besitzt.</p> <p>Die Ufer sind bis auf wenige Ausnahmen hart verbaut, untergeordnet treten jedoch kurze, deutlich aufgewertete Abschnitte wie z. B. bei Hëttermillen auf. Das Moseltal und insbesondere das unmittelbare Gewässerumfeld der Mosel sind zudem durch Siedlungen, Industrie und Infrastruktur (wie z. B. Straßen und Bahntrassen) massiv geprägt.</p>
Sauer	III-2.2.1	III-2.2.1	<p>Obersauer-Talsperre zur Trinkwassergewinnung, dem Hochwasserschutz und der Energiegewinnung.</p> <p>Durch eine 47 Meter hohe Mauer wird das Wasser der Sauer aufgestaut, sodass sich im engen Flusstal der Obersauer Stausee gebildet hat. Er dient seit 1971 in erster Linie der Trink- und Brauchwasserversorgung. Zusätzlich wird er zur Energiegewinnung genutzt und puffert die Hoch- und Niedrigwasserabflüsse der Obersauer ab. Die Ufer sind größtenteils steil und streckenweise felsig. Auch in flacheren Bereichen können sich wegen der saisonalen Wasserstandsänderungen keine ausgeprägten Pflanzenbestände entwickeln. Diese kommen nur in den Vorsperren vor. Zur Vorsperre bei Pont Misère und in die oberhalb liegende Sauerstrecke können die Fische seit 1996 durch einen neu installierten Fischweg aufsteigen. Weder ein Auf- noch ein Abstieg ist an der Hauptstaumauer möglich.</p>
Our	V-1.2	V-1.2	<p>Stausee Our / Stausee Vianden zur Energiegewinnung aus Wasserkraft.</p> <p>Der 8 km lange Stausee Vianden dient seit 1964 zur Stromerzeugung. Aus dem See wird in Phasen mit geringem Stromverbrauch Wasser in</p>

Gewässername	Alter OWK Code	Neuer OWK Code	Begründung der HMWB-Ausweisung
			<p>die ca. 280 m höher gelegenen „Bassins supérieurs“ gepumpt und dann zu Spitzenverbrauchszeiten über Turbinen zurückgeleitet. Durch diese Betriebsweise treten im See täglich starke Wasserspiegelschwankungen auf, die Amplituden bis zu acht Metern erreichen. Hierdurch fallen die Flachwasserbereiche täglich trocken, sodass sich dort keine Wasserpflanzen ansiedeln können und wichtige Lebensraumelemente für Fische und andere aquatische Organismen fehlen. Von der unteren Our ist ein Aufstieg in den Stausee nach wie vor nicht möglich. Die Belastung durch das Querbauwerk wird mit Fischbesatz oberhalb des Stausees entgegengewirkt. Weitere Maßnahmen sind nicht vorgesehen.</p>
Alzette (bei Luxemburg-Stadt)	VI-3	VI-3	<p>Starker Verbau und mehrere Querbauwerke (Hochwasserschutz, städtische Entwicklung der Stadt Luxemburg)</p>
Alzette (bei Esch/Alzette)	VI-4.2	VI-4.2	<p>Die Alzette ist in diesem Abschnitt stark ausgebaut. Die Ufer sind weitestgehend befestigt und die Sohle ist streckenweise ausgebaut, sodass eine natürliche Substratauflage teilweise fehlt. Zusätzlich sind mehrere, zum Teil lange Teilstrecken (ca. 130 m, 95 m, 1361 m und 20 m), verrohrt. Das Umfeld ist durch Bebauung und Infrastruktur geprägt. Der Abschnitt ist auch durch mehrere lange Verrohrungen geprägt. Ein Teich im Nebenschluss stört zusätzlich die Durchgängigkeit. Die Gewässerstrecke ist nicht durchgängig.</p>
Diddelengerbaach	VI-4.3	VI-4.3	<p>Der Diddelengerbach ist im betrachteten Fließabschnitt massiv beeinträchtigt und anthropogen überformt. In Ortslage Bettembourg befinden sich zwei längere Verrohrungen von jeweils ca. 300 m, in Ortslage Dudelange ist das Gewässer bis zur französischen Grenze auf einer Strecke von ca. 3800 m vollständig verrohrt. Ein Rückbau der Verrohrung ist aufgrund der Urbanisierung und Siedlungsstruktur nicht möglich. Die offene Gewässerstrecke innerhalb Bettembourg ist</p>

Gewässername	Alter OWK Code	Neuer OWK Code	Begründung der HMWB-Ausweisung
			massiv ausgebaut, eine ausreichende natürliche Substratauflage fehlt. In Außerortslage bestehen Beeinträchtigungen durch Begradigung, Ausbau und Profilübertiefung. Stellenweise fehlen Ufergehölze. Das unmittelbare Gewässerumfeld ist durch Landwirtschaft und eine Bahntrasse geprägt. Die Gewässerstrecke wird durch 3 lange Verrohrungen, 2 punktuelle Verrohrungen und einen Absturz beeinträchtigt. Die Gewässerstrecke ist nicht durchgängig.
Péitruss (unterer Teil)	VI-13.1.1	VI-13.1.1.b	Die Péitruss weist auf ihrem unteren Teil im Siedlungsbereich der Stadt Luxemburg über weite Strecken massive Beeinträchtigungen durch Ausbau an Ufer und Sohle sowie 2 lange Verrohrungen (ca. 370 m, 50 m) auf. Infolgedessen fehlt streckenweise eine ausreichende natürliche Sohlensubstratauflage. In Bertrange bestehen ebenfalls Defizite durch zwei lange Verrohrungen (ca. 220 m und 50 m). Zusätzlich ist eine kurze Teilstrecke oberhalb der Verrohrungen an der Sohle verbaut, eine naturgemäße Substratauflage fehlt. Ein Rückbau der Verrohrungen ist aufgrund der Urbanisierung und Siedlungsstruktur nicht möglich. Die Gewässerstrecken in Offenlandlage sind in erster Linie durch Begradigung und fehlende Ufergehölze beeinträchtigt. Die Gewässerstrecke ist nicht durchgängig.

Tabelle 4-10: HMWB-Ausweisung und Begründung in Luxemburg im Einzugsgebiet Maas

Gewässername	Alter OWK Code	Neuer OWK Code	Begründung der HMWB-Ausweisung
Chiers	VII-1.1	VII-1.1	Im Unterlauf unterhalb von Pétange ist die Chiers in erster Linie durch Begradigung, fehlende Ufergehölze und Profilübertiefung geprägt. Eine längere Verrohrung und ein Absturz beeinträchtigen die Durchgängigkeit. In Pétange wurde nur auf einer kurzen Teilstrecke Sohlenausbau festgestellt, die Durchgängigkeit wird aber durch 3 lange Verrohrungen und einen Absturz beeinträchtigt. Zwischen Pétange und Niedercorn ist das Gewässer begradigt, profilübertieft und über längere Strecken bestehen

Gewässername	Alter OWK Code	Neuer OWK Code	Begründung der HMWB-Ausweisung
			<p>Probleme mit Ufer- und Sohlenverbau. Die Durchgängigkeit wird durch drei lange Verrohrungen gestört.</p> <p>Die Gewässerstrecke von Niedercorn bis oberhalb Differdange ist über weite Strecken verrohrt. Die offenen Gewässerabschnitte dazwischen sind durch Begradigung, Profilübertiefung und stellenweisen Ausbau geprägt. Die Gewässerstrecke ist nicht durchgängig.</p>

Die nachstehende Tabelle enthält die Wasserkörper die nicht mehr als HMWB ausgewiesen wurden mit der jeweiligen Begründung. Alle diese Wasserkörper gehören zur internationalen Flussgebietseinheit Rhein.

Tabelle 4-11: Übersicht der Oberflächenwasserkörper, die, im Vergleich zu 2009, nicht mehr als HMWB ausgewiesen wurden

Gewässername	Alter OWK Code	Neuer OWK Code	Begründung der Ausweisung als natürlicher OWK
Ernz noire	II-4.2	II-4	<p>Die Ernz Noire wird in der Ortslage Junglinster neben den Sportsanlagen auf einer Strecke von 300 Metern freigelegt. Die Verrohrung bleibt nur noch auf einer Strecke von knapp 200 m bestehen. Da zwei Gewässerstrecken in den Ortslagen bei Junglinster und Gonderange ausreichendes Sohlensubstrat (sehr gutes Strukturpotential) aufweisen und die weiteren Beeinträchtigungen durch Begradigung und Profilübertiefung sowie fehlender Ufergehölze durch Maßnahmen verbessert werden können, wurde der HMWB Status der Ernz Noire aufgehoben.</p> <p>Der obere Teil der Ernz Noire erreicht einen schlechten ökologischen Zustand (Stand 2013).</p>
Kaasselterbaach	VI-2.2	VI-2.1	<p>Der Kaasselterbaach wurde auf einer Strecke von 200 Metern aufgedeckt, die Verrohrung unter der Ortslage wurde nach dieser Maßnahme als nicht signifikant eingestuft, da sie sich insgesamt nur noch auf insgesamt 900 Metern erstreckt, sodass der Kasserlterbaach nicht mehr als HMWB ausgewiesen wurde, sondern dem Oberflächenwasserkörper der Alzette (VI-2.1) zugeordnet wurde. Das Einzugsgebiet des Kasserlterbachs liegt unter 10 km².</p> <p>Der Kasserlterbaach weist einen mäßigen ökologischen Zustand auf (Stand 2013).</p>

Gewässername	Alter OWK Code	Neuer OWK Code	Begründung der Ausweisung als natürlicher OWK
Kälbaach	VI-4.4	VI-4.4	Der Kälbaach wurde durch die hydromorphologische Vollerhebung positiv bewertet, die punktuellen Verrohrungen erreichen keine signifikante Länge, sodass der Kälbaach als natürlicher Oberflächenwasserkörper ausgewiesen werden kann. Der Kälbaach weist einen mäßigen ökologischen Zustand auf (Stand 2013).

4.2.2.3 Ermittlung des guten ökologischen Potenzials von erheblich veränderten Oberflächengewässern

Für künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper wurde in der WRRL das „gute ökologische Potenzial“ (GÖP) als Bewirtschaftungsziel definiert. Das gute ökologische Potenzial entspricht dem Zustand nach Durchführung aller Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens, die ohne eine signifikante Einschränkung der Nutzungen möglich sind. Dies betrifft z. B. Einbußen bei wichtigen Dienstleistungen (Hochwasserschutz, Schifffahrt etc.), Produktionseinbußen, ökonomische Aspekte, soziale Aspekte usw. Neben dem guten ökologischen Potenzial müssen die künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper auch den guten chemischen Zustand erreichen.

Das gute ökologische Potenzial soll folgende Merkmale aufweisen:

- Als Qualitätskomponenten werden die Komponenten herangezogen, die für diejenige der vier Gewässerkategorien (Flüsse, Seen, Übergangsgewässer oder Küstengewässer) von natürlichen Oberflächenwasserkörpern gelten, die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten ist.
- Die Werte für alle biologischen Qualitätskomponenten entsprechen unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen so weit wie möglich den Werten des vergleichbaren Gewässertyps (bewertungsbezogener Ansatz).
- Die Hydromorphologie ist so beschaffen, dass nach Durchführung aller Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens eine bestmögliche ökologische Durchgängigkeit, insbesondere im Hinblick auf Wanderungen der Fischfauna und dem Auffinden geeigneter Laich- und Aufzuchthabitate, sichergestellt ist (maßnahmenbezogener Ansatz). Für die Qualitätskomponente Hydromorphologie ist somit eine Abweichung vom natürlichen Zustand zulässig, soweit diese auf eine der spezifizierten Nutzungen zurückgeht und wegen einer anderenfalls signifikanten Beeinträchtigung der spezifizierten Nutzung unvermeidbar ist. Diese morphologische Degradation kann auch eine Veränderung in der Biologie verursachen³⁴.
- Die physikalisch-chemischen Kenngrößen entsprechen nahezu vollständig den Referenzbedingungen des Gewässertyps, der am ehesten mit dem künstlichen oder erheblich veränderten Gewässer vergleichbar ist.
- Die Umweltqualitätsnormen für die spezifischen Schadstoffe müssen eingehalten werden. Diese Umweltqualitätsnormen sind nicht typspezifisch und gelten gleichermaßen für

³⁴ LAWA Empfehlung zur Ausweisung HMWB/AWB im zweiten Bewirtschaftungsplan in Deutschland, Stand 31. Januar 2013

natürliche wie für künstliche und erheblich veränderte Gewässer.

Die Klassifikation des ökologischen Potenzials ist, im Unterschied zu den als natürlich eingestuften Gewässern, lediglich 4-stufig, da das „gute ökologische Potential“ zusammen mit dem „höchsten ökologischen Potential“ (HÖP) als „ökologisches Potential gut und besser“ wiedergegeben wird. Das höchste ökologische Potenzial ist dann erreicht, wenn alle technisch machbaren hydromorphologischen Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung eines Wasserkörpers umgesetzt sind ohne signifikante negative Auswirkungen auf die spezifischen gemäß Artikel 4(3) der WRRL zu haben. Die diesen hydromorphologischen Bedingungen entsprechenden Werte der biologischen Qualitätskomponenten bestimmen das höchste ökologische Potenzial. Das gute ökologische Potenzial darf in den biologischen Werten hiervon „geringfügig“ abweichen³⁵. Die beiden Klassen „unbefriedigend“ und „schlecht“ werden ausschließlich über die Biologie definiert. Die biologischen Komponenten weichen in diesen Klassen deutlich bzw. mehr als deutlich vom höchsten ökologischen Potential ab.

Künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper, die das „gute ökologische Potenzial“ verfehlen, sind durch entsprechende Maßnahmen so zu bewirtschaften, dass das Bewirtschaftungsziel erreicht wird.

Die Festlegung des GÖP ist derzeit auch Thema in verschiedenen Expertengruppen der europäischen Kommission. Es zeigt sich, dass das Thema der Festlegung des GÖP in allen Mitgliedsstaaten problematisch ist. Luxemburg beteiligt sich an den internationalen Diskussionen und hat für das Jahr 2015 weitere Arbeiten zur Bestimmung des GÖP vorgesehen. Die Ergebnisse sollen, wenn möglich, noch in den zweiten Bewirtschaftungsplan einfließen.

Eine erste Studie zur Bestimmung des guten ökologischen Potenzials an 8 (OWK II-4.2, OWK VI-2.2, OWK VI-3, OWK VI-4.2, OWK VI-4.3, OWK VI-4.4, OWK VI-13.1, OWK VII-1.1) der ursprünglich 11 ausgewiesenen HMWB, wurde im Jahre 2013 durchgeführt³⁶. Um das ökologische Potenzial dieser HMWB festzulegen, wurden die Bewertungen für die aquatische Fauna (Bewertung anhand der IBMR Methode), Makrozoobenthos (Bewertung anhand der IBGN Methode) und die Fische (Bewertung anhand der IPR Methode) herangezogen, da diese sensibel auf hydromorphologische Veränderungen reagieren.

Im Rahmen dieser Studie wurde das „niederländische Verfahren“ zur Festlegung des höchsten bzw. des guten ökologischen Potenzial angewandt, da diese sowohl den „Prager Ansatz“, welcher das HÖP als Zustand festlegt, welches sich bei der Umsetzung aller möglichen, der spezifischen Nutzung jedoch nicht entgegenstehenden, Maßnahmen einstellt, als auch die durch die Nutzungen bedingten Einschränkungen berücksichtigt. Gemäß der niederländischen Methode wird das höchste ökologische Potenzial auf Grundlage des sehr guten ökologischen Zustandes mit einem EQR (Ecological Quality Ratio) von 0,8 berechnet. Das gute ökologische Potenzial wird auf Grundlage des HÖP mit einem Korrekturfaktor basierend auf einem EQR von 0,6 berechnet. Dieser Korrekturfaktor beinhaltet mögliche Maßnahmen, welche eine Wiederherstellung des Wasserkörpers ermöglichen.

Die Ergebnisse für das HÖP bzw. das GÖP für die drei biologischen Qualitätskomponenten sind in den nachfolgenden Tabellen zusammengefasst.

³⁵ LAWA Rakon VI Ermittlung des guten ökologischen Potenzials – Fließgewässer, Stand 21. August 2012

³⁶ Etude permettant de définir le Potentiel Ecologique Maximal (PEM) et le Bon Potentiel Ecologique (BPE) de 8 masses d'eau fortement modifiées au Luxembourg, Centre de Recherche Public Gabriel Lippmann, 2013

Tabelle 4-12: Bewertung des HÖP und des GÖP für die Qualitätskomponente „Makrophyten“ (MP) für die 8 ausgewählten HMWB

Alter OKW Code	IBMR Bewertung	Europ. Typologie	Lux. Typologie	Sehr guter ökologischer Zustand (Referenz)	HÖP (EQR 0,8)	GÖP (EQR 0,6)	Bewertung des GÖP
II-4.2	7,27	RC 6	IV	11,83	9,46	7,01	Gut
VI-2.2	-	RC 6	IV	11,83	9,46	7,01	-
VI-3	5,50	RC 4	V	10,77	8,62	6,46	Mäßig
VI-4.2	5,87	RC 6	IV	11,83	9,46	7,01	Mäßig
VI-4.3	6,36	RC 6	IV	11,83	9,46	7,01	Mäßig
VI-4.4	8,40	RC 6	IV	11,83	9,46	7,01	Gut
VI-13.1	8,46	RC 6	IV	11,83	9,46	7,01	Gut
VII-1.1	5,47	RC 6	IV	11,83	9,46	7,01	Mäßig

Tabelle 4-13: Bewertung des HÖP und des GÖP für die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ (MZB) für die 8 ausgewählten HMWB

Alter OKW Code	IBGN Bewertung	Europ. Typologie	Lux. Typologie	Sehr guter ökologischer Zustand (Referenz)	HÖP (EQR 0,8)	GÖP (EQR 0,6)	Bewertung des GÖP
II-4.2	-	RC 6	IV	16	15,36	9,22	-
VI-2.2	-	RC 6	IV	16	15,36	9,22	-
VI-3	5,00	RC 4	V	16	12,8	9,6	Unbefriedigend
VI-4.2	6,00	RC 6	IV	16	12,8	9,6	Unbefriedigend
VI-4.3	12,00	RC 6	IV	16	12,8	9,6	Gut
VI-4.4	12,00	RC 6	IV	16	12,8	9,6	Gut
VI-13.1	9,00	RC 6	IV	16	12,8	9,6	Mäßig
VII-1.1	6,00	RC 6	IV	16	12,8	9,6	Unbefriedigend

Tabelle 4-14: Bewertung des HÖP und des GÖP für die Qualitätskomponente „Fische“ für die 8 ausgewählten HMWB

Alter OKW Code	IPR Bewertung	Europ. Typologie	Lux. Typologie	Guter ökologischer Zustand (=HG)	HÖP (HG = HÖP)	GÖP (EQR 0,6)	Bewertung des GÖP
II-4.2	42,81	RC 6	IV	5,00	5,00	19,16	Schlecht
VI-2.2	10,68	RC 6	IV	5,00	5,00	19,16	Gut
VI-3	33,10	RC 4	V	5,00	5,00	19,16	Unbefriedigend
VI-4.2	-	RC 6	IV	5,00	5,00	19,16	-
VI-4.3	39,18	RC 6	IV	5,00	5,00	19,16	Schlecht
VI-4.4	73,09	RC 6	IV	5,00	5,00	19,16	Schlecht
VI-13.1	35,66	RC 6	IV	5,00	5,00	19,16	Unbefriedigend
VII-1.1	-	RC 6	IV	5,00	5,00	19,16	-

Für die Qualitätskomponente Fische wurde das höchste ökologische Potenzial vom guten ökologischen Zustand abgeleitet, da zu diesem Zeitpunkt noch keine Referenzen für den sehr guten ökologischen Zustand vorlagen.

Tabelle 4-15: Gesamtbewertung des ökologischen Potenzials für die 8 ausgewählten HMWB

Alter OKW Code	Bewertung des GÖP Makrophyten	Bewertung des GÖP Makrozoobenthos	Bewertung des GÖP Fische	Gesamtbewertung des GÖP
II-4.2	Gut	-	Schlecht	MZB fehlt
VI-2.2	-	-	Gut	MP und MZB fehlen
VI-3	Mäßig	Unbefriedigend	Unbefriedigend	Unbefriedigend
VI-4.2	Mäßig	Unbefriedigend	-	Fische fehlen
VI-4.3	Mäßig	Gut	Schlecht	Schlecht
VI-4.4	Gut	Gut	Schlecht	Schlecht
VI-13.1	Gut	Mäßig	Unbefriedigend	Unbefriedigend
VII-1.1	Mäßig	Unbefriedigend	-	Fische fehlen

Die Studie hat die niederländische Methodik zur Bewertung des guten ökologischen Potenzials erprobt, die sich für die luxemburgischen Gewässer jedoch als nicht übertragbar erwiesen hat. Gründe für die Notwendigkeit einer weiteren Entwicklung der Methodik der Bewertung des guten ökologischen Potenzials sind:

- Die biologische Teilkomponente Phytobenthos wurde nicht in Betracht gezogen, welche sich in Luxemburg jedoch als eine gute biologische Komponente für stoffliche Belastungen erwiesen hat;
- Die EQRs von 0,8 und 0,6 für das höchste ökologische Potenzial bzw. das gute Potenzial unterbewerten die von der HMWB-Ausweisung unabhängigen Belastungen;
- Die Einstufung der HMWB gegenüber den natürlichen Oberflächenwasserkörpern hat sich als nicht streng genug erwiesen.

In der Zwischenzeit wendet Luxemburg dieselbe Methodik zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten für die HMWB mit denselben Referenzen und Limits an, wie bei den natürlichen Oberflächenwasserkörpern (siehe *Kapitel 4.5.5 Übersicht des Gewässerzustandes in Luxemburg*). Ausgenommen sind hier die zwei HMWB an der Sauer und an der Our (OWK III-2.2.1 und OWK V-1.2). Für diese HMWB wurde 2013 eine Studie durchgeführt, um die Methodik für die Einstufung des ökologischen Zustands von natürlichen Seen an den beiden HMWB zu erproben. Diese Studie ist zwar noch in der Auswertung, erste Resultate zeigen aber, dass als HMWB ausgewiesene Stauseen nicht mit Methoden von natürlichen Seen beprobt werden können. Die Resultate sind, wegen der Belastungen die zur HMWB-Ausweisung geführt haben, nicht aussagekräftig. In der Zwischenzeit werden die beiden HMWB nur mittels der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton eingestuft, welche nicht von Belastungen beeinträchtigt wird, die Stauseen durch ihre Nutzung aufweisen, wie z. B. erhebliche Wasserspiegelveränderungen.

4.3 Beschreibung der Messstellen und des Monitorings der Oberflächengewässer

Laut Artikel 8 der WRRL müssen die Mitgliedstaaten dafür sorgen, dass für die Oberflächengewässer, das Grundwasser sowie bestimmte Schutzzonen Überwachungsprogramme (Monitoringprogramme) aufgestellt werden. Mithilfe dieses Monitorings kann dann ein umfassender Überblick über den Zustand der Gewässer in den einzelnen Flussgebietseinheiten gewonnen werden. Die Überwachung der einzelnen Oberflächen- und Grundwasserkörper erfolgt an Überblicksüberwachungsmessstellen und an operativen Messstellen. Die WRRL sieht zudem für die Oberflächengewässer eine Überwachung zu Ermittlungszwecken vor. Diese Monitoringprogramme mussten seit Ende 2006 anwendungsbereit sein und danach in regelmäßigen maximal 6 jährigen Abständen überprüft und

angepasst werden.

Für Oberflächengewässer gilt, dass der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial und der chemische Zustand von Bedeutung sind. Für Schutz- und Schongebiete gelten die Anforderungen der jeweilig relevanten Richtlinien.

Allgemein werden die Messstationen für stoffliche Belastungen der Wasserkörper vor dem Einlauf in den nächsten Wasserkörper festgelegt. Für die biologischen Komponenten Makrophyten und Phytobenthos (Diatomeen) kann die Station etwas flussaufwärts festgelegt werden, wenn der Bewuchs zu gering ist. Für das Phytoplankton sind die Stationen dort festgelegt worden, wo eine korrekte Probenahme möglich ist. Für hydromorphologische Belastungen sind die repräsentativen Messstellen für jeden Fall einzeln festzulegen.

4.3.1 Überblicksweise Überwachung

4.3.1.1 Fließgewässer

Die überblicksweise Überwachung an Fließgewässern hat laut Vorgaben der WRRL (und nationaler Verordnung³⁷) folgende Aufgaben zu erfüllen:

- Ergänzung und Validierung der Ist-Bestandsanalyse;
- Wirksame und effiziente Gestaltung künftiger Überwachungsprogramme;
- Beobachtung langfristiger Trends (ausgedehnt anthropogen/natürlich);
- Flächendeckende Ausweisung des Gesamtzustandes in Planungsräumen;
- Dokumentation bedeutender Oberflächengewässer bzw. der grenzüberschreitenden Schadstofffrachten;
- Durchführung der auf Ebene der internationalen Flussgebietskommissionen Rhein und Maas vereinbarten Messprogramme.

Tabelle 4-16: Übersicht der biologischen Komponenten, der hydromorphologischen Komponenten und der allgemein physikalisch-chemischen Komponenten, die gemäß den Vorgaben der WRRL für die überblicksweise Überwachung überwacht werden müssen

Bezeichnung / Qualitätselement	WFD	National*
Biologische Komponenten		
Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora	√	√
Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna	√	√
Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna	√	√
Hydromorphologische Komponenten		
Wasserhaushalt		
Abfluss und Abflussdynamik	√	√
Verbindung zu Grundwasserkörpern	√	- ³⁸
Durchgängigkeit des Flusses	√	√
Morphologische Bedingungen		
Tiefen- und Breitenvariation	√	√
Struktur und Substrat des Flussbetts	√	√

³⁷ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

³⁸ Die Verbindung der Oberflächenwasserkörper zu Grundwasserkörper wird in Luxemburg erst im nächsten Bewirtschaftungszyklus ab 2015 eingehender betrachtet.

Bezeichnung / Qualitätselement	WFD	National*
Struktur der Uferzone	√	√
Allgemein physikalisch-chemische Komponenten**		
Temperaturverhältnisse	√	√
Sauerstoffhaushalt	√	
Biologischer Sauerstoffbedarf		√
Gelöster Sauerstoff		√
Sauerstoffsättigung		√
TOC		- ³⁹
Salzgehalt	√	
Sulfat		√
Chlorid		√
Calcium		√
Natrium		√
Magnesium		√
Versauerungszustand / pH	√	√
Nährstoffverhältnisse	√	
Gesamt Phosphor		√
Ortho-Phosphat		√
Ammonium		√
Nitrit		√
Nitrat		√
Chlorophyll-a		√
Trübung		√
Flussgebietsspezifische Schadstoffe**		
Verschmutzung durch bestimmte Schadstoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden	√	√

* Die Auswahl der Messgrößen wurde der neuen Typologie und den neuen Referenzwerten für die Oberflächengewässer angepasst.

** In einer ersten Phase wurde in der großherzoglichen Verordnung vom 30. Dezember 2010⁴⁰ die Auswahl der physikalisch-chemischen und flussgebietsspezifischen Monitoring Parameter festgelegt.

Das Messprogramm in Luxemburg

Die Überblicksüberwachung wird gemäß der großherzoglichen Verordnung vom 30. Dezember 2010⁴¹ an insgesamt 4 Messstellen durchgeführt, von denen sich drei in der internationalen Flussgebietseinheit Rhein und eine in der internationalen Flussgebietseinheit Maas befinden.

Die luxemburgische Messstelle an der Sauer in Wasserbillig, welche sich in einem Kondominium Gewässer befindet, wird in Zusammenarbeit mit Rheinland-Pfalz (Deutschland) beprobt und die Bewertung wird mit Rheinland-Pfalz abgestimmt.

³⁹ Der Parameter TOC wird erst im neuen Zyklus ab 2015 bemessen.

⁴⁰ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

⁴¹ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

Tabelle 4-17: Übersicht der Messstellen zur Überblicksüberwachung in der internationalen Flussgebietseinheit Rhein

Messstelle	Oberflächen-gewässer	OWK Code (alt)	OWK Code (neu)
Kautenbach	Wiltz	IV-1.1	IV-1.1.b
Ettelbruck	Alzette	VI-1.1	VI-1.1.a
Wasserbillig	Sauer	II-1	II-1.b

Tabelle 4-18: Übersicht der Messstellen zur Überblicksüberwachung in der internationalen Flussgebietseinheit Maas

Messstelle	Oberflächen-gewässer	OWK Code (alt)	OWK Code (neu)
Rodange	Chiers	VII-1.1	VII-1.1

An diesen vier Messstellen wurden alle 28 Tage Wasserproben entnommen und sämtliche allgemein physikalisch-chemische Parameter bestimmt. Auch alle flussgebietsspezifischen Schadstoffe und die prioritären und prioritär gefährlichen Stoffe wurden dort zwischen 2007 und 2014 monatlich gemessen. Die gesamte Liste der beprobten Substanzen wurde im ersten Bewirtschaftungszyklus zum Zwecke eines Screenings beprobt, ohne dabei jedoch die Signifikanz der Einleitungen zu berücksichtigen. Im nächsten Bewirtschaftungszyklus wird ab 2015 das Monitoring der flussgebietsspezifischen Schadstoffe sowie der prioritären und prioritär gefährlichen Stoffe gemäß der Signifikanz der Einleitungen angepasst werden.

Die Daten aus einem Kalenderjahr werden jeweils zur Berechnung der Jahresdurchschnittskonzentration herangezogen, welche dann mit der entsprechenden Umweltqualitätsnorm UQN (AA-EQS) verglichen werden. Die flussgebietsspezifischen Stoffe der Liste der internationalen Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS) wurden zum Zwecke eines Screenings zunächst alle gemessen. Der Einleitkataster von Luxemburg wird unter anderem dazu dienen diese Liste anzupassen.

Das Monitoring der hydromorphologischen Qualitätskomponenten umfasst gemäß den Vorgaben der WRRL die Komponenten Durchgängigkeit, Hydrologie (Wasserhaushalt) und Morphologie (Gewässerstruktur). Die Bewertung der Durchgängigkeit der Oberflächenwasserkörper erfolgt anhand des Querbauwerkekatasters der Wasserwirtschaftsverwaltung in dem alle Querbauwerke aufgelistet sind. Das Kataster wird kontinuierlich fortgeschrieben bzw. alle 6 Jahre aktualisiert. Das Pegelnetz der Wasserwirtschaftsverwaltung, welches aktuell 38 Stationen umfasst⁴² und kontinuierlich betrieben wird, liefert Angaben zum Wasserhaushalt. Da nicht an allen Oberflächenwasserkörpern ein Pegel vorhanden ist, soll in den Jahren 2014-2016 eine Studie zur Regionalisierung des mittleren Abflusses und des Niedrigwasserabflusses durchgeführt werden, um so die Abflüsse an diesen Oberflächenwasserkörpern ableiten zu können. Zusätzlich wird geprüft, ob im Rahmen der Überarbeitung der großherzoglichen Verordnung vom 30. Dezember 2010⁴³ die Messstellen der Überblicksüberwachung mit der jeweils am nächsten gelegenen Pegelstation zusammengelegt werden sollen. Angaben zur Gewässermorphologie sind in der Strukturkartierung der luxemburgischen Oberflächenwasserkörper enthalten, welche in den Jahren 2013-2014 durchgeführt wurde. Diese wird kontinuierlich fortgeschrieben bzw. alle 6 Jahre aktualisiert.

⁴² <http://eau.geoportail.lu/>

⁴³ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

Tabelle 4-19: Übersicht der flussgebietspezifischen Schadstoffe gemäß der großherzoglichen Verordnung vom 30. Dezember 2010⁴⁴

Substanz	CAS Nummer	Matrix	Messprinzip	Norm
1,1,1-Trichloroethan	71-55-6	Wasser	GC-MS	DIN 38407-41
1,1,2,2-Tetrachloroethan	79-34-5	Wasser	GC-MS	DIN 38407-41
1,1,2-Trichloroethan	79-00-5	Wasser	GC-MS	DIN 38407-41
1,1-Dichloroethan	75-34-3	Wasser	GC-MS	DIN 38407-41
1,1-Dichloroethylen	75-35-4	Wasser	GC-MS	DIN 38407-41
1,4-Dichlorobenzol	106-46-7	Wasser	GC-MS	DIN 38407-41
2,3,4-Trichlorophenol	15950-66-0	Wasser	GC-MS	analog DIN EN ISO 15913
2,3,5-Trichlorophenol	933-78-8	Wasser	GC-MS	analog DIN EN ISO 15913
2,3,6-Trichlorophenol	933-75-5	Wasser	GC-MS	analog DIN EN ISO 15913
2,3-Dichloroanilin	608-27-5	Wasser	GC	DIN 38407 - 16
2,4,5-Trichlorophenol	95-95-4	Wasser	GC-MS	analog DIN EN ISO 15913
2,4,6-Trichlorophenol	88-06-2	Wasser	GC-MS	analog DIN EN ISO 15913
2,4-Dichloroanilin	554-00-7	Wasser	GC	DIN 38407 - 16
2,5-Dichloroanilin	95-82-9	Wasser	GC	DIN 38407 - 16
2,6-Dichloroanilin	608-31-1	Wasser	GC	DIN 38407 - 16
3,4,5-Trichlorophenol	609-19-8	Wasser	GC-MS	analog DIN EN ISO 15913
3,4-Dichloroanilin	95-76-1	Wasser	GC	DIN 38407 - 16
3,5-Dichloroanilin	626-43-7	Wasser	GC	DIN 38407 - 16
4-Chloro-2-nitroanilin	89-63-4	Wasser	GC	DIN 38407 - 16
4-Chloroanilin	106-47-8	Wasser	GC	DIN 38407 - 16
Aluminium	7429-90-5	Wasser	GC	DIN 38407 - 16
Arsen und Arsenverbindungen	7440-38-2	Wasser	ICP-MS	ISO 17294-1, ISO 17294-2
Desethyl-Atrazinedessthyl	6190-65-4	Wasser	LC-MS/MS	DIN 38407-35
Azinphos-methyl	86-50-0	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695
Bentazon	25057-89-0	Wasser	HPLC-DAD	En ISO 11369
Ethylbenzol	100-41-4	Wasser	GC/MS	ISO 10301, ISO 11423
Biphenyl	92-52-4	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695
Chlordan ⁴⁵	57-54-9	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695

⁴⁴ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

⁴⁵ Les valeurs de la NQE et de l'objectif de qualité se rapportent à la somme des isomères cis-chlordane (CAS 5103-71-9 et trans-chlordane (CAS 5103-74-2)

Substanz	CAS Nummer	Matrix	Messprinzip	Norm
Chlortoluron	15545-48-9	Wasser	LC-MS/MS	DIN 38407-35
Chrom	7440-47-3	Wasser / Schwebstoff	ICP-MS	ISO 17294-1, ISO 17294-2 / NF EN ISO 17294-2:04/05
Cobalt	7440-48-4	Wasser	ICP-MS	ISO 17294-1, ISO 17294-2
Kupfer	7440-50-8	Wasser / Schwebstoff	ICP-MS / ICP-MS	ISO 17294-1, ISO 17294-2 / NF EN ISO 17294- 2:04/05
Dichlorvos	62-73-7	Wasser	GC	DIN ISO 10695
Fenitrothion	122-14-5	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695
Fenthion	55-38-9	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695
Eisen	7439-89-6	Wasser	ICP-MS	ISO 17294-1, ISO 17294-2
Manganes	7439-96-5	Wasser	ICP-MS	ISO 17294-1, ISO 17294-2
Metazachlor	67129-08-2	Wasser	LC-MS/MS	DIN 38407-35
Metolachlor	51218-45-2	Wasser	LC-MS/MS	DIN 38407-35
Ethyl-Parathion-	56-38-2	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695
Parathion-methyl	298-00-0	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695
PCB-28	7012-37-5	Wasser / Schwebstoff	GC-MS / GC-DCE	EPA 8270D / NF ISO 10382:03/03
PCB-52	35693-99-3	Wasser / Schwebstoff	GC-MS / GC-DCE	EPA 8270D / NF ISO 10382:03/03
PCB-101	37680-73-2	Wasser / Schwebstoff	GC-MS / GC-DCE	EPA 8270D / NF ISO 10382:03/03
PCB-118	31508-00-6	Wasser / Schwebstoff	GC-MS / GC-DCE	EPA 8270D / NF ISO 10382:03/03
PCB-138	35065-28-2	Wasser / Schwebstoff	GC-MS / GC-DCE	EPA 8270D / NF ISO 10382:03/03
PCB-153	35065-27-1	Wasser / Schwebstoff	GC-MS / GC-DCE	EPA 8270D / NF ISO 10382:03/03
PCB-180	35065-29-3	Wasser / Schwebstoff	GC-MS / GC-DCE	EPA 8270D / NF ISO 10382:03/03
Tributyl-Phosphat	126-73-8	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695
Selenium	7782-49-2	Wasser	ICP-MS	ISO 17294-1, ISO 17294-2
Toluol	108-88-3	Wasser	GC/MS	ISO 10301, ISO 11423
Trichlorfon	52-68-6	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695
Meta und para Xylen	1330-20-7	Wasser	GC/MS	ISO 10301, ISO 11423
Zink	7440-66-6	Wasser / Schwebstoff	ICP-MS / GC- DCE	ISO 17294-1, ISO 17294-2 / NF ISO 10382:03/03

Im Rahmen des chemischen Monitorings wurden die prioritären und prioritär gefährlichen Stoffe konform zur Richtlinie 2008/105/CE⁴⁶ gemessen. Diese wurde mit der großherzoglichen Verordnung vom 30. Dezember 2010⁴⁷ in Luxemburger Recht umgesetzt.

Tabelle 4-20: Chemisches Analyseprogramm an den Messstellen der Übersichtsüberwachung (alle 28 Tage)

Substanz	Matrix	Messprinzip	Norm	Labor (AGE ⁴⁸ oder extern)
Alachlor	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695	IWW
Anthracen	Wasser / Schwebstoff*	GC-MS / GC-MS/MS	EPA 8270D / NF ISO 18287:08/06	AGE / Luxcontrol
Atrazin	Wasser	LC-MS/MS	DIN 38407-35	AGE
Benzol	Wasser	HS-GC-MS	ISO 10301, ISO 11423	AGE
Bromierte Diphenylether	Wasser	GC- MS	EN ISO 22032	IWW
Cadmium	Wasser / Schwebstoff*	ICP-MS	ISO 17294-1, ISO 17294-2 / NF EN ISO 17294-2:04/05	AGE/ Luxcontrol
Chloralkane (C10-C13)	Wasser	GC- MS	EN ISO 6468	IWW
Chlorfenvinphos	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695	IWW
Chlorpyrifos	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695	IWW
1,2-Dichlorethan	Wasser	HS-GC-MS	ISO 10301, ISO 11423	AGE
Dichlormethan	Wasser	HS-GC-MS	ISO 10301, ISO 11423	AGE
Bis(2-ethyl-hexyl)phtalat (DEHP)	Wasser	GC-MS	DIN EN 18856	IWW
Diuron	Wasser	LC-MS/MS	DIN 38407-35	AGE
Endosulfan	Wasser / Schwebstoff*	GC / GC-MS/-FID	DIN EN ISO 10695 / Laborinterne Methode	IWW / Luxcontrol
Fluoranthren	Wasser / Schwebstoff*	GC-MS / GC-MS/MS	EPA 8270D / NF ISO 18287:08/06	AGE / Luxcontrol
Hexachlorbenzol	Wasser / Schwebstoff*	GC / GC-ECD	DIN EN ISO 10695 / interne Methode	IWW / Luxcontrol
Hexachlorbutadien	Wasser / Schwebstoff*	GC / GC-ECD	DIN EN ISO 10695/ Laborinterne Methode	IWW / Luxcontrol
Hexachlorocyclohexan	Wasser / Schwebstoff*	GC	DIN EN ISO 10695	IWW
Isoproturon	Wasser	LC-MS/MS	DIN 38407-35	AGE
Blei	Wasser /	ICP-MS	ISO 17294-1,	AGE /

⁴⁶ Richtlinie 2008/105/EG vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.

⁴⁷ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

⁴⁸ Das Labor der Administration de la gestion de l'eau (AGE) ist gemäß ISO17025 zertifiziert, die Proben werden möglichst gemäß international normierten Analysenverfahren gemessen.

Substanz	Matrix	Messprinzip	Norm	Labor (AGE ⁴⁸ oder extern)
	Schwebstoff*		ISO 17294-2 / NF EN ISO 17294-2:04/05	Luxcontrol
Quecksilber	Wasser / Schwebstoff*	Atomabsorption / Atomfluoreszenz	ISO 17852, ISO 12846 / NF EN ISO 17294-2:04/05	AGE / Luxcontrol
Naphthalin	Wasser / Schwebstoff*	GC-MS / GC-MS/MS	EPA 8270D / NF ISO 18287:08/06	AGE / Luxcontrol
Nickel	Wasser / Schwebstoff	ICP-MS	ISO 17294-1, ISO 17294-2 / NF EN ISO 17294-2:04/05	AGE / Luxcontrol
Nonylphenol	Wasser / Schwebstoff*	GC-MS	ISO 18857-2	IWW
Octylphenol	Wasser / Schwebstoff*	GC-MS	ISO 18857-2	IWW
Pentachlorbenzol	Wasser	GC	DIN EN ISO 15913	IWW
Pentachlorphenol	Wasser / Schwebstoff	GC-MS / GC	DIN EN ISO 15913 / DIN EN 12673	IWW / Luxcontrol
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe Benz(a)pyren Benzo(b)fluoranthen Benzo(k)fluoranthen Benzo(ghi)perylen Indeno(1,2,3cd)pyren	Wasser / Schwebstoff*	GC-MS / GC-MS/MS	EPA 8270D / NF ISO 18287:08/06	AGE / Luxcontrol
Simazin	Wasser	LC-MS/MS	DIN 38407-35	AGE
Tributylzinn-Kation	Wasser / Schwebstoff*	GC / GC-MS/-FID	EN ISO 17353 / Laborinterne Methode	IWW / Luxcontrol
Trichlorbenzol	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695	IWW
Trichlormethan	Wasser	HS-GC-MS	ISO 10301 / ISO 11423	AGE
Trifluralin	Wasser	GC	DIN EN ISO 10695	IWW
Tetrachlorkohlenstoff	Wasser	HS-GC-MS	ISO 10301 / ISO 11423	AGE
Cyclodien Pestizide Isodrin Endrin Dieldrin Aldrin	Wasser / Schwebstoff*	GC / GC-MS/-FID	DIN EN ISO 10695 / Laborinterne Methode	IWW / Luxcontrol
DDT insgesamt Para-para-DDT (DDT pp')	Wasser / Schwebstoff*	GC / GC-ECD	DIN EN ISO 10695 / Laborinterne	IWW
Tetrachlorethylen	Wasser	HS-GC-MS	ISO 10301 / ISO 11423	AGE
Trichlorethylen	Wasser	HS-GC-MS	ISO 10301 / ISO	AGE

Substanz	Matrix	Messprinzip	Norm	Labor (AGE ⁴⁸ oder extern)
			11423	

*Die Schwebstoffmessungen werden 12-mal jährlich, allerdings nur an der Kondominium - Messstelle Wasserbillig an der Sauer (OWK II-1.2), durchgeführt.

Die Konzentrationen der an Schwebstoffen adsorbierten Schadstoffe wird auch für das, gemäß Richtlinie 2008/105/EU, vorgeschriebene Trendmonitoring verwendet. Um die Liste der überwachten Substanzen zu komplettieren werden spätestens 2014 die Substanzen Pentabromodiphenylether, Chloralkane und Diethylhexylphthalate im Schwebstoffmessprogramm mit aufgenommen.

Tabelle 4-21: Zusammenfassung der Überblicksüberwachung in Luxemburg

Parametergruppe	Anzahl der Messungen an Überblicksmessstelle pro Jahr	Frequenz (alle x Jahre)
Biologische Qualitätskomponenten		
Aquatische Flora	1	3
Phytoplankton ⁴⁹	6	1
Makrozoobenthos	1	3
Fische	1	3
Hydromorphologische Komponenten		
Durchgängigkeit	1	6
Hydrologie	kontinuierlich	
Morphologie	1	6
Allgemein physikalisch-chemische Komponenten	13	1 (jährlich)
Flussgebietspezifische Substanzen	13	1
Prioritäre Substanzen	13	1

Das dargestellte Programm geht in den folgenden Punkten über die Mindestanforderungen der WRRL hinaus:

- Aufgrund der Landesgröße Luxemburgs würde eine Überblicksüberwachungsmessstelle ausreichen (< 2.500 km²);
- Die jährliche Messung der allgemein physikalisch-chemischen und flussgebietspezifischen Komponenten übersteigt die Anforderung der WRRL hinsichtlich der Frequenz und hinsichtlich der Probenzahl (13/Jahr statt 4/Jahr), denn die WRRL fordert ein Monitoring dieser Komponenten nur einmal während eines Bewirtschaftungsplanes. Die erhöhte Frequenz wird für den Oberflächenwasserkörper Sauer II-1.b in Wasserbillig im nächsten Bewirtschaftungszyklus beibehalten werden, da sie zu einer höheren Sicherheit und Genauigkeit der Ergebnisse führt und in internationalen Monitoringprogrammen der Internationalen Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS) und der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) entsprechend festgelegt wird.

Das dargestellte Programm ist aufgrund der spezifischen Situation in Luxemburg mit folgenden (zum Teil noch ungelösten) Problemen konfrontiert:

⁴⁹ Nur für die Oberflächengewässer die dem Gewässertyp VI angehören

- Die Beprobung einiger prioritärer Substanzen wird gemäß der Richtlinie 2008/105/CE in Sedimenten gefordert. Eine langjährige Beprobung der Schwebstoffe und eine geringe Menge an Sedimenten an den Überblicksüberwachungsmessstellen hat Luxemburg dazu bewogen, diese prioritären Substanzen weiterhin in den Schwebstoffen beziehungsweise in der Wasserphase zu beproben (siehe Tabelle 4-20).
- Die Fische wurden an den Überblicksüberwachungsstellen konform zur WRRL beprobt.
- Phytoplankton wurde ausschließlich in Oberflächenwasserkörpern vom Typ VI beprobt mit einer jährlichen Frequenz von 6 Proben zwischen April und Oktober. Die übrigen Gewässertypen haben keine ausreichenden Konzentrationen an Phytoplankton.
- Im Rheineinzugsgebiet kann an der Messstelle Wasserbillig an der Sauer aufgrund der Tiefe und Größe des Gewässers keine normkonforme Probenahme hinsichtlich der in Luxemburg angewandten Methode für Makroinvertebraten und Makrophyten durchgeführt werden. Um diesem Problem entgegenzuwirken, werden die Makrophyten flussaufwärts beprobt und abgeleitet und die Diatomeen werden an beiden Stellen beprobt, um die Vergleichbarkeit der Resultate zu gewährleisten. Für den biologischen Parameter Fische wird an dieser Messstelle die Methodik auf größere Gewässer angepasst⁵⁰. Da die Sauer in Wasserbillig zudem Kondominium Gewässer ist, werden die Resultate mit dem Nachbarland Deutschland, genauer dem Land Rheinland-Pfalz, abgestimmt.
- Im Einzugsgebiet der Maas ist wegen der dort herrschenden Belastungen keine typspezifische Fischpopulation in der Chiers an der Messstelle Rodange zu erwarten. Deshalb wurde bislang der biologische Parameter Fische im Maaseinzugsgebiet nicht beprobt. Eine Beprobung dieses Parameters wird sich erst als nützlich erweisen, wenn der stark veränderte Oberflächenwasserkörper eine Verbesserung des chemischen und ökologischen Potenzials, der aufgrund der Makrophyten und des Makrozoobenthos bestimmt wurde, aufweist.

4.3.1.2 Stehende Gewässer

In Luxemburg gibt es keine stehenden Gewässer gemäß den Vorgaben der WRRL.

4.3.2 Operative Überwachung

4.3.2.1 Fließgewässer

Die operative Überwachung wird zeitlich begrenzt an Stellen durchgeführt, an denen ein Risiko besteht, die Umweltziele nicht zu erreichen oder zur Beobachtung der Wirksamkeit von Maßnahmen. Die Messstellen des operativen Monitorings werden jährlich angepasst. Der Parameterumfang ist unterschiedlich und wird der Beeinträchtigung und den Überwachungszielen angepasst. Die operative Überwachung hat laut WRRL (und nationaler Verordnung⁵¹) folgende Ziele zu erfüllen:

- Ausweisung des Zustandes jener Wasserkörper die die Umweltziele nicht erfüllen;
- Erfassen und Bewertung der Wirkung von Maßnahmen;
- Prüfung der Einhaltung der Umweltziele hinsichtlich prioritärer Stoffe und flussgebietsspezifischer Schadstoffe, die in signifikanten Mengen eingeleitet werden.

Mithilfe der operativen Überwachung werden somit jene Wasserkörper genauer analysiert, die laut Bestandsaufnahme oder den Ergebnissen der Überblicksüberwachung die Umweltziele der WRRL möglicherweise nicht erreichen. Die Ergebnisse dieser Überwachung sind entscheidend für die

⁵⁰ Pêche partielle par points, ONEMA, 2008

⁵¹ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

Planung der Maßnahmenprogramme. Die operative Überwachung ist zugleich auch ein Kontrollinstrument, um das Erreichen der vorgeschriebenen Umweltziele zu überprüfen, da sie es ermöglicht, die auf Maßnahmenprogramme zurückzuführenden Veränderungen zu bewerten.

Das Messprogramm in Luxemburg

Von den Wasserkörpern, die im Risiko stehen die Umweltziele nicht zu erreichen (siehe *Kapitel 4.6 Einschätzung der Zielerreichung und Ausweisung der gefährdeten Oberflächenwasserkörper*), wurde an 98 Stellen eine operative Überwachung durchgeführt.

Da die Belastungen der Gewässer in Luxemburg schwer auseinanderzuhalten sind, wurde an allen Oberflächenwasserkörper die aquatische Flora wegen der Nährstoffeinträge und die Makroinvertebraten wegen der hydromorphologischen und organischen Belastungen erhoben. Phytoplankton wurde ausschließlich in Oberflächenwasserkörpern vom Typ VI beprobt mit einer jährlichen Frequenz von 6 Proben zwischen April und Oktober. Die übrigen Gewässertypen haben keine ausreichenden Konzentrationen an Phytoplankton. Die Fische wurden wegen des hohen Aufwandes nur im Rahmen des investigativen Monitoring beprobt.

Unterstützend zur Biologie wurden in den Jahren 2010 und 2011 die allgemein physikalisch-chemischen Parameter erhoben. Für die Bestimmung des ökologischen Zustands hinsichtlich der allgemein physikalisch-chemischen Parameter wurden die Daten des Jahres 2011 herangezogen.

Die operative Überwachung der 2014 neu definierten Wasserkörper wurde noch nicht fertiggestellt, fehlende Resultate wurden von bestehenden Daten abgeleitet, indem die Bewertung des flussabwärts liegenden Wasserkörpers übernommen wurde. Die 2014 neu erhobenen Daten werden in den Bewirtschaftungsplan 2015 mit einfließen.

Für die prioritären Stoffe und die flussgebietsspezifischen Schadstoffe, für die keine Abwassermessungen von Einzelbetrieben vorliegen, (siehe *Kapitel 4.4.1.3 Einleitung von prioritären Stoffen gemäß Emissionskataster und von flussgebietsspezifischen Schadstoffen*) wurde folgendes operative Messprogramm in den letzten sechs Jahren absolviert.

Zwischen 2007 und 2013 wurden an 12 Messstellen monatlich die allgemein physikalisch-chemischen Parameter (siehe Tabelle 4-16) bestimmt. Diese Messstellen werden auch unter der Nitratrictlinie angeführt. Zum Teil wurden auch folgende Metalle mitbestimmt: Arsen, Barium, Beryllium, Bor, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Eisen, Mangan, Nickel, Blei, Selenium, Silber, Silicium, Uran, Vanadium, Zink und Quecksilber. Es handelt sich dabei um die in den nachstehenden Tabellen aufgeführten Messstellen.

Tabelle 4-22: Messstellen des operativen Monitorings zwischen 2007 und 2013

OWK Code (alt)	OWK Code (neu)	Name	Messstelle
VI-4.2	VI-4.2	Alzette	Esch/Alzette frontière
VI-4.1.1	VI-4.1.1.b	Alzette	Hespérange
VI-2.1	VI-2.1	Alzette	Steinsel-Heisdorf
VI-6.1	VI-6	Attert	aval Colmar-Berg
IV-3.1	IV-3.1.b	Clerve	amont Clervaux
VI-10.1	VI-10.1.a	Eisch	Steinfort
VI-10.1	VI-10.1.b	Eisch	Mersch
II-4.1.1	II-4	Ernz Noire	Grundhof

OWK Code (alt)	OWK Code (neu)	Name	Messstelle
VI-11	VI-11	Mamer	amont confluent Alzette à Mersch
III-3	III-3.a	Sauer	Martelange
III-2.1.1	III-2.1.1	Sauer	amont Esch/Sûre
I-2.1	I-2.1	Sauer	Mertert

Ab 2014 wurden einige Messstellen hinzugenommen (siehe Tabelle 4-23) und andere werden seit 2014 nicht mehr beprobt (siehe Tabelle 4-24).

Tabelle 4-23: In 2014 neu definierte Messstellen des operativen Monitorings (Streamlining mit der Nitratrichtlinie)

OWK Code (alt)	OWK Code (neu)	Name	Messstelle
IV-1.2	IV-3.1.b	Clerve (Woltz)	Kautenbach
VI-10.1	VI-10.1.b	Eisch	Mersch
II-5.1	II-5	Ernz Blanche	Reisdorf
II-4.1.1	II-4	Ernz Noire	Grundhof
VI-11	VI-11	Mamer	amont confluent Alzette à Mersch
V-2.1	V-2.1	Our	Ouren
III-1.1	III-1.1.a	Sauer	Goebelsmühle, amont confluent Wiltz
III-1.1	III-1.1.a	Sauer	amont Erpeldange
II-1	III-1.b	Sauer	Reisdorf
VI-5.1	VI-5.1.b	Wark	Ettelbruck

Tabelle 4-24: Messstellen, die ab 2014 nicht mehr operativ beprobt wurden

OWK Code (alt)	OWK Code (neu)	Name	Messstelle
VI-4.1.1	VI-4.1.1.b	Alzette	Hespérange
VI-10.1	VI-10.1.a	Eisch	Steinfort

Im Jahr 2011 wurden verschiedene Metalle in allen Oberflächenwasserkörpern, die sich im Risiko befanden, vor ihrem Einlauf in den nächsten Oberflächenwasserkörper beprobt, darunter Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel die auf der Liste der prioritären (gefährlichen) Stoffe aufgelistet sind.

Die Wasserkörper, deren ökologischer Zustand 2009 für 2015 als gut eingestuft wurde, wurden im Jahr 2013 alle drei Monate auf die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter, unterstützend zu den biologischen Parametern der aquatischen Flora und den Makroinvertebraten, beprobt. Hierbei handelt es sich um die in der nachstehenden Tabelle aufgelisteten Messstellen.

Tabelle 4-25: Wasserkörper, die im Bewirtschaftungsplan 2009 als „Not At Risk“ eingestuft worden waren

OWK Code (alt)	OWK Code (neu)	Name	Messstelle
VI-8.1	VI-8.1.a	Attert	Reichlange
VI-5.2	VI-5.2.a	Fél	Niederfeulen
VI-8.2	VI-8.2	Fräsbech	amont Rédange
VI-13.1.2	VI-13.1.2	Grouf	Laangert, ennert Helfent
VI-12.1	VI-11	Mamer	Thillsmillen
VII-1.2	VII-1.2	Mierbaach	près de l'embouchure à Linger

OWK Code (alt)	OWK Code (neu)	Name	Messstelle
VI-9	VI-9.a	Pall (mit Naerdener-/ Mollbaach)	Nidderpallenermillen
VII-1.3	VII-1.3	Reierbaach	aval Lasauvage, près du terrain de foot
VI-5.4	VI-5.1.b	Turelbaach	amont Mertzig
III-1.2.1	III-1.2.1.b	Blees	aval camping Bleesbréck
I-6.2	I-6.2	Briedemsbaach	amont Aspelt
II-4.1.2	II-4.1.2	Halerbaach	Haller
I-5.2	I-5.2	Ierpeldengerbaach	Herdermillen
IV-3.4	IV-3.4	Wemperbaach (Kailsbach)	Bockmillen
IV-2.3.2	IV-2.3	Lingserbaach	aval Oberwampach
V-1.2	V-1.2	Our	Stolzembourg
I-2.2	I-2.2	Schlammbaach / Lelligerbaach	Fausermillen
III-1.4	III-1.4	Schlenner	Schlinder
III-1.2.3	III-1.2.3	Stool	Landscheid
III-1.2.2	III-1.2.2.b	Tandelerbach / Houschterbach	Tandel
III-2.2.3	III-2.2.3	Ueschtreferbaach	Ueschdrefermillen

Das operative Monitoring der hydromorphologischen Qualitätskomponenten entspricht den gleichen Vorgaben wie denen der überblicksweisen Überwachung (siehe auch *Kapitel 4.3.1.1 Fließgewässer*).

Tabelle 4-26: Zusammenfassung der operativen Überwachung in Luxemburg

Parametergruppe	Anzahl der Messungen an operativen Stelle pro Jahr	Frequenz (alle x Jahre)
Biologische Qualitätskomponenten		
Aquatische Flora	1	3
Phytoplankton ⁵²	6	1
Makrozoobenthos	1	3
Hydromorphologische Komponenten		
Durchgängigkeit	1	6
Hydrologie	kontinuierlich	
Morphologie	1	6
Allgemein physikalisch-chemische Komponenten	12	1 (jährlich) bis 6
Flussgebietspezifische Substanzen	0, 1 oder 12	6
Prioritäre Substanzen	0, 1 oder 12	6

Das dargestellte Programm geht in den folgenden Punkten über die Mindestanforderungen der WRRL hinaus:

- Für die Messstellen, die auch dem Nitrat-Richtlinien-Monitoring-Netzwerk angehören, wurde die Frequenz der allgemein physikalisch-chemischen Parameter von 4-mal auf 12-mal jährlich erhöht.

⁵² Nur für die Oberflächengewässer die dem Typ VI angehören und den Phytoplankton führenden stark veränderten Oberflächenwasserkörper (HMWB).

- Die biologischen Parameter und Teilkomponenten Makroinvertebraten, Makrophyten und Diatomeen wurden in allen Oberflächenwasserkörper beprobt.
- Mit Ausnahme der beiden gestauten und als HMWB ausgewiesene Oberflächenwasserkörper an der Obersauer (OWK III-2.2.1) und an der Our (OWK V-1.2) werden für alle anderen als HMWB eingestuft Oberflächenwasserkörper dieselben biologischen Methoden angewandt um das ökologische Potential festzulegen wie für die natürlichen Oberflächenwasserkörper.

Das dargestellte Programm ist aufgrund der spezifischen Situation in Luxemburg mit folgenden (zum Teil noch ungelösten) Problemen konfrontiert:

- Die unvollständige Risikoanalyse des letzten Bewirtschaftungszyklus hat die Belastungen sehr ungenau definiert, deshalb konnte das operative Monitoring nicht zielgerecht durchgeführt werden. Die Überprüfung der Belastungen durch das operative Monitoring ist deshalb erschwert.
- Einige Oberflächenwasserkörper wurden bei der Überarbeitung der Typologie 2014 hinzugefügt. Für diese neuen Oberflächenwasserkörper bestehen zum Teil keine Monitoringergebnisse, sodass die Zustandsbewertung aus Ableitungen der flussaufwärts oder flussabwärts gelegenen Oberflächenwasserkörper erfolgte.
- Die in der großherzoglichen Verordnung⁵³ festgelegten flussgebietspezifischen Schadstoffe konnten nicht alle in jedem Oberflächenwasserkörper konform zu den Vorgaben der WRRL gemessen werden, obwohl sie es aufgrund der unvollständigen Risikoanalyse des letzten Bewirtschaftungszyklus hätten werden müssen. Wegen des hohen finanziellen Aufwandes wurden diese Stoffe somit nur an strategischen Messstellen konform zur WRRL beprobt.

Das operative Monitoring für den nächsten Bewirtschaftungszyklus wird 2014-2015 weiter definiert und angepasst werden.

4.3.2.2 Stehende Gewässer

In Luxemburg gibt es keine stehenden Gewässer gemäß den Vorgaben der WRRL.

Zwei als HMWB ausgewiesene Oberflächenwasserkörper können mit einem Steh-Gewässertyp verglichen werden, da sich die Fließgeschwindigkeit in diesen Abschnitten sehr stark reduziert hat. Es sind dies der Stausee an der Obersauer (OWK III-2.2.1) und der gestaute Teil der Our (OWK V-1.2) (siehe auch *Kapitel 4.1.1.3 Fließgewässertypen in Luxemburg*). Diese beiden Wasserkörper werden von einem jährlichen Phytoplankton Monitoring überwacht. In Betracht der Belastungen dieser Wasserkörper ist der biologische Parameter „Phytoplankton“ bislang der einzige, der eine Bewertung des ökologischen Potenzials in diesen Wasserspeichern erlaubt (siehe auch *Kapitel 4.2.2.3 Ermittlung des guten ökologischen Potenzials von erheblich veränderten Oberflächengewässern*).

4.3.3 Überwachung zu Ermittlungszwecken

Die Überwachung zu Ermittlungszwecken wird vorgesehen, wenn die Ursachen für Zielverfehlungen unbekannt sind, als zeitlich beschränkte Überbrückung zwischen überblicksweiser und operativer Überwachung und zur Beschreibung der Auswirkungen unbeabsichtigter Verschmutzungen. Demgemäß ist das Programm, die Häufigkeit und der Parameterumfang zur Gänze

⁵³ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

anwendungsspezifisch festzulegen.

Hinsichtlich der biologischen Parameter wurden die Fische in einem Monitoring zu Ermittlungszwecken beprobt, um Belastungen zu überprüfen und die Maßnahmen sinnvoll zu planen. An den Oberflächenwasserkörpern, die in Rahmen der Bestandsaufnahme 2014 den guten ökologischen Zustand erreichten, wurden die Fische beprobt, um den guten ökologischen Zustand mit dem Parameter Fische zu bestätigen.

Für die flussgebietsspezifischen Schadstoffe und die prioritären Substanzen wurden in Luxemburg ab 2008 für die Überwachung zu Ermittlungszwecken folgende Anwendungsfälle unterschieden.

Ausgewählte Wasserkörper werden, bevorzugt im Sommer, besonders untersucht, um den Grund für einen schlechten chemischen oder ökologischen Zustand festzustellen. Hierfür werden zuerst die historischen Daten aus den Jahren 2008-2010 (oder früher) analysiert, um die Herkunft der punktuellen oder diffusen Schadstoffquellen grob festlegen zu können. In dem Zeitraum wurden Längsprofile entlang 20 Hauptgewässer Luxemburgs (Mosel, Syr, Sauer, Alzette, Pétrusse, Our, Bles, Wark, Düdelingerbach, Kaylbach, Mamer, Eisch, Attert, Schwarze Ern, Weiße Ern, Wiltz, Clerve, Gander, Mess und Chiers) erstellt, wo jeweils die allgemein physikalisch-chemischen Parameter und folgende Metalle analysiert wurden: Arsen, Barium, Beryllium, Bor, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Eisen, Mangan, Nickel, Blei, Selenium, Silber, Silicium, Uran, Vanadium, Zink und Quecksilber.

Die erstellten Längsprofile bestanden jedoch aus nicht genügend Probenahmepunkten an Einleitungen und Zuflüssen, um die Belastungen zu extrapolieren und deckten zudem nicht alle Parameter, die gemäß den Vorgaben der der WRRL beprobt werden müssen, ab. Um eine erste Einschätzung bezüglich der Schadstoffquellen vornehmen zu können, sind sie jedoch sehr hilfreich.

Ausgehend von diesen Längsprofilen werden für die Überwachung zu Ermittlungszwecken seit 2012 detailliertere Längsprofile durchgeführt. Hierbei wird nicht nur die Anzahl der Probenahmepunkte, sondern auch die Anzahl der Parameter (je nach vorliegenden Belastungen) erhöht. Um die Schadstoffquellen genauer festlegen zu können wird nicht nur der Hauptbach sondern es werden auch die Nebenbäche beprobt. Auch hier werden neben den allgemein physikalisch-chemischen Parametern und verschiedenen Metallen (Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel) auch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) analysiert. Um die Ermittlung der Schadstoffquellen zu unterstützen werden zeitgleich auch verschiedene Grundwasserproben aus der Umgegend analysiert.

Im Jahr 2013 wurden die Eisch, die Our und die Attert auf ihrer gesamten Länge entsprechend untersucht. Im Jahr 2012 waren es die Eisch, die Mamer, die Syre sowie die Weiße Ern und die Schwarze Ern.

Im Jahr 2011 wurde die Sauer und verschiedene Zuflüsse 4-mal (Winter, Frühling, Sommer und Herbst) neben den Metallen gezielt auf Pestizide untersucht. Im gleichen Jahr wurde derselbe Vorgang für die Alzette und ihre Zuflüsse durchgeführt. Hier wurde neben den Metallen auch die Konzentration von PAKs analysiert.

Um die Messdaten besser interpretieren zu können wurden während diesen Überwachungskampagnen zeitgleich an verschiedenen Stellen Abflussmessungen durchgeführt.

Im Januar 2012 wurden nahezu alle Oberflächenwasserkörper an einer repräsentativen Stelle einmalig die allgemein physikalisch-chemischen Parameter beprobt, um die Auswaschung des Nitrats

im Winter zu prüfen.

Außerdem wurde im Jahr 2013 eine Untersuchung zu Ermittlungszwecken bezüglich der Eutrophierung und Pestizidbelastung am Stausee unternommen bei der einmal monatlich an verschiedenen Messstellen (siehe Tabelle 4-27) allgemein physikalisch-chemische Parameter, Metalle und folgende Pestizide gemessen wurden:

- | | | |
|-------------------------|----------------------|--------------------------|
| - Atrazine | - Flusilazole | - Simazine |
| - Atrazine-2-hydroxy | - Foramsulfuron | - Tebuconazole |
| - Atrazine-desethyl | - Haloxyfop-methyl | - Terbutylazine |
| - Atrazine-desisopropyl | - Isoproturon | - Terbutylazine-desethyl |
| - Azoxystrobin | - Isoxaben | - 2,4-D |
| - Chloridazon | - Linuron | - Bentazon |
| - Chlortoluron | - Metazachlor | - Fluazifop |
| - Cyanazine | - Methabenzthiazuron | - Haloxyfop |
| - Dichlorobenzamide | - Metolachlor | - MCPA |
| - Diflufenican | - Metosulam | - MCPP |
| - Dimethenamid | - NicosulfuronArs | - Mesotrione |
| - Dimethoate | - Pethoxamid | - Metolachlor ESA |
| - Diuron | - Prochloraz | - Metolachlor OXA |
| - Epoxiconazol | - Propachlor | - Propachlor OXA |
| - Flufenacet | - Prosulfocarb | - Sulcotrione |
| - Flurtamone | - Quinmerac | - Tembotrione |

Tabelle 4-27: Messstellen des Monitoringplans zu Ermittlungszwecken im Jahr 2013 zum Trinkwasserschutzkonzept Stausee

OWK Code(alt)	OWK Code (neu)	Name	Messstelle
III-3	III-2.2.1	Sauer (Bauschelbaach)	amont embouchure Sûre
III-2.2.4	III-2.2.1	Sauer (Béiwenerbach)	Bavigne
III-2.2.1	III-2.2.1	Sauer (Bëmicht)	Huuscht, près de Liefrange
III-3	III-2.2.1	Sauer (Bilsdrëferbaach)	Neimillen
III-2.2.2	III-2.2.2	Dirbech	amont Grondmillen
III-3	III-2.2.1	Sauer (Froumicht)	Mansgröndchen, amont embouchure Sûre
III-2.2.1	III-2.2.1	Sauer (Hämichterbaach)	Fuussekaul, amont embouchure Sûre
III-2.2.1	III-2.2.1	Sauer (Laangegronn)	Haardschleedchen, en aval de Bavigne
III-2.2.3	III-2.2.3	Ningserbach / Ueschdreferbach	Schéimelzerbësch aval Neunhausen
III-3	III-2.2.1	Sauer (Schwärzerbaach)	amont embouchure Sûre
III-3	III-3.1	Sauer	Martelange
III-2.2.1	III-2.2.1	Sauer	Pont Misère
III-4.1	III-4	Syrbaach	aval Rommelerkräiz, LB 177

Ab 2014 kamen noch 2 zusätzliche Messstellen hinzu (siehe Tabelle 4-28).

Tabelle 4-28: Zusätzliche Messstellen des Monitoringplans zum Trinkwasserschutzzonenkonzept Stausee 2014

OWK Code (alt)	OWK Code (neu)	Name	Messstelle
III-2.2.1	III-2.2.1	Sauer (Burbich)	Arsdorf
III-2.2.1	III-2.2.1	Sauer (Mechelbaach)	Neunhausen

Tabelle 4-29: Zusammenfassung der Überwachung zu Ermittlungszwecken in Luxemburg

Parametergruppe	Anzahl der Messungen zu Ermittlungszwecken pro Jahr
Biologische Qualitätskomponenten	
Fische	0 oder 1
Hydromorphologische Komponenten	0
Allgemein physikalisch-chemische Komponenten	1
Flussgebietsspezifische Substanzen	0 oder 1
Prioritäre Substanzen	0 oder 1

Aufgrund wiederkehrender Positivbefunde für Substanzen wie Pflanzenschutzmittel, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Metalle wurden diese im Rahmen des operativen und investigativen Monitoring verstärkt berücksichtigt.

4.4 Signifikante anthropogene Belastungen der Oberflächengewässer

Gemäß den Vorgaben des Artikels 5 der WRRL müssen die Mitgliedsstaaten eine Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Oberflächengewässer durchführen. Hierfür müssen, nach Anhang II der WRRL, Daten über die Art und das Ausmaß der signifikanten anthropogenen Belastungen zusammengestellt werden. Eine signifikante Belastung bedeutet daher nicht automatisch, dass der betrachtete Fluss (oder See) „gefährdet“ ist, den guten Zustand zu erreichen.

Die signifikanten anthropogenen Belastungen umfassen sowohl stoffliche als auch hydromorphologische Belastungen und dienen der vorläufigen Einschätzung, ob der gute Zustand bis Ende 2021 erreicht werden kann. Als signifikant werden dabei solche Belastungen definiert, die, alleine oder in Kombination mit anderen, dazu beitragen, dass die Umweltziele der WRRL nicht erreicht werden.

Die Belastungen werden dabei in verschiedene Herkunftsbereiche untergliedert und für jede Belastung wird ein entsprechendes Signifikanzkriterium festgelegt:

1) Punktquellen:

- alle Einleitungen von vorgereinigtem/behandeltem Abwasser aus kommunalen (mechanischen und biologischen) Kläranlagen gelten als signifikante Punktquelle;
- industrielle Direkteinleitungen. Alle wasserwirtschaftlich relevanten Anlagen, die nach der europäischen PRTR Verordnung berichtspflichtig sind und mindestens einen der Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie überschreiten gelten als signifikante Punktquelle;
- Einleitungen von prioritären Stoffen gemäß Emissionskataster, von Stoffen der Richtlinie 2008/105/EG und von flussgebietsspezifischen Schadstoffen, soweit diese vorliegen bzw. wasserrechtlich geregelt sind;

- sonstige wasserwirtschaftlich relevante Betriebe (z. B. Flughafen), welche durch Experten identifiziert wurden.

2) Diffuse Quellen:

- Land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung;
- Straßenabwässer;
- Atmosphärische Deposition;
- bestätigte Altlasten gemäß dem luxemburgischen Altlasten- und Verdachtsflächenkataster die sich ganz bzw. teilweise innerhalb eines Randstreifens entlang der Gewässer befinden;
- nicht zuordenbare diffuse Quellen.

3) Wasserentnahmen:

Wasserentnahmen oder Ausleitungen ohne Wiedereinleitung. Diese werden als signifikant angesehen, wenn sie größer als 1/3 des mittleren Niedrigwasserabflusses und / oder größer als 50 l/s sind.

4) Abflussregulierungen mit Auswirkungen auf die Durchgängigkeit:

Alle Querbauwerke, die über die gesamte Gewässerbreite reichen und demnach eine Kontinuumsunterbrechung für die Gewässerfauna darstellen.

5) Morphologische Veränderungen:

Änderungen der Gewässerstruktur

6) Sonstige anthropogene Belastungen:

- Klimawandel;
- Frachtschifffahrt (wenn vorhanden, dann signifikant);
- Freizeitnutzungen;
- Salzbelastungen. Diese werden ab Einleitungen von mehr als 1 kg/s Chlorid als signifikante Belastung angesehen;
- Einleitung von Kühl- und Prozesswässern (Wärmeeinleitungen) mit einer Wärmefracht > 10 MW).

Eine Übersicht der in den einzelnen Oberflächenwasserkörpern vorliegenden Belastungen ist in Anhang 5 enthalten.

4.4.1 Signifikante punktuelle Schadstoffquellen

4.4.1.1 Einleitungen von vorgereinigtem/behandeltem Abwasser aus kommunalen (mechanischen und biologischen) Kläranlagen

In Luxemburg gibt es insgesamt 250 kommunale Kläranlagen mit unterschiedlichen Ausbaugrößen, wie in den Tabellen 4-30, 4-31 und 4-32 dargestellt. Dies entspricht einer Reinigungskapazität von ungefähr 1.051.830 EGW. Das Großherzogtum Luxemburg ist im Sinne der Kommunalabwasserrichtlinie⁵⁴ und gemäß Artikel 20(3) des Wassergesetzes vom 19. Dezember 2008⁵⁵ flächendeckend als empfindliches Gebiet ausgewiesen worden.

⁵⁴ Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser

⁵⁵ Loi du 19 décembre 2008 relative à l'eau

In den meisten Ortschaften Luxemburgs findet das Ableiten des Abwassers nach dem Mischverfahren statt. Die Städte Luxemburg und Esch/Alzette verfügen allerdings zum Teil über ein getrenntes Netz für Niederschlags- und Schmutzwasser. Seit einigen Jahren werden in Luxemburg jedoch neue Wohn- und Siedlungsgebiete im Trennsystem gebaut, womit die Siedlungsentwässerung stärker auf ökologische Belange, insbesondere den Schutz der Gewässer vor Verunreinigung, ausgerichtet ist. Zu diesem Thema wurde 2013 eine überarbeitete Fassung des „Leitfaden für den naturnahen Umgang mit Regenwasser in Siedlungsgebieten Luxemburgs“ ausgearbeitet und veröffentlicht⁵⁶.

Tabelle 4-30: Anzahl der mechanischen und biologischen Kläranlagen in der internationalen Flussgebietseinheit Rhein (Stand 2013)

	Kapazität in Einwohnerequivalenten (EGW)						Total
	≥ 15 < 500	≥ 500 < 2.000	≥ 2.000 < 10.000	≥ 10.000 < 50.000	≥ 50.000 < 100.000	≥ 100.000 < 500.000	
Mechanische Kläranlage	126	3	0	0	0	0	129
Biologische Kläranlage	39	34	31	9	5	1	119
Total	165	37	31	9	5	1	248

Tabelle 4-31: Anzahl der mechanischen und biologischen Kläranlagen in der internationalen Flussgebietseinheit Maas (Stand 2013)

	Kapazität in Einwohnerequivalenten (EGW)						Total
	≥ 15 < 500	≥ 500 < 2.000	≥ 2.000 < 10.000	≥ 10.000 < 50.000	≥ 50.000 < 100.000	≥ 100.000 < 500.000	
Mechanische Kläranlage	0	0	0	0	0	0	0
Biologische Kläranlage	0	0	0	1	1	0	2
Total	0	0	0	1	1	0	2

Tabelle 4-32: Anzahl der kommunalen Kläranlagen in den internationalen Flussgebietseinheiten (IFGE) Rhein und Maas (Stand 2013)

	IFGE Rhein		IFGE Maas	
	Anzahl	Ausbaukapazität (EGW)	Anzahl	Ausbaukapazität (EGW)
Biologische Kläranlagen	119	961.855	2	70.000
Mechanische Kläranlagen	129	19.975	0	0
Total	248	981.830	2	70.000

⁵⁶ <http://www.eau.public.lu/actualites/2013/10/Regenwasserleitfaden/index.html>

Bei der Überprüfung der Signifikanz wurde festgestellt, dass alle Kläranlagen eine signifikante Belastung darstellen, da:

- viele der mechanischen Anlagen nicht mehr dem Stand der Technik. Vor allem die niedrigen Wasserstände in den kleinen Vorflutern lassen keine ausreichende Verdünnung der nur mechanisch geklärten Abwässer zu. Des Weiteren werden nicht sedimentierbare Stoffe ungeklärt abgeleitet. Im Falle von Starkregenereignissen wird oftmals ein Teil der sedimentierten Stoffe wieder ausgespült und gelangt ungehindert ins Gewässer.
- bei den biologischen Anlagen fehlt in vielen Fällen eine Denitrifikationsstufe. Etwa 20% der Anlagen sind mehr als 30 Jahre alt und entsprechen somit auch nicht mehr dem Stand der Technik. Dies in Kombination mit den kleinen Vorflutern führt gerade bei geringen Wasserständen zu N- und P-Konzentrationen im Gewässer, die ein Erreichen des guten Zustandes derzeit nicht ermöglichen.
- die Erschließungen neugeplanter Siedlungsgebiete meistens eine Anpassung der bestehenden Kanalnetze erfordern.
- Berechnungen im Rahmen der Erstellung des Nitratberichtes für die Periode 2008-2011 zur Verteilung der Belastungen aus Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft zeigen, dass die Frachten aus der Abwasserreinigung einen großen Faktor bei der Gewässerbelastung darstellen.

Im Bewusstsein dieser Probleme wurde die Erneuerung eines Großteils der Abwasseranlagen in Angriff genommen. Sämtliche mechanischen Anlagen sollen in den kommenden Jahren durch biologische Kläranlagen ersetzt werden. Veraltete und überlastete biologische Anlagen werden erweitert und dies nach dem neuesten Stand der Technik. Regenüberläufe werden, wo nötig, durch Regenüberlaufbecken erweitert/ersetzt. Sämtliche Regenüberlaufbecken werden in Luxemburg nach der Norm ATV-A 128 dimensioniert und entsprechen somit dem Stand der Technik. Die verbleibenden Regenüberläufe, die nicht zu Regenüberlaufbecken umgebaut werden müssen, werden nach der Norm ATV-A 128 optimiert (Anpassung des Trockenwetterabflusses und des Mischverhältnis im Überlauf) und mit einem Feinrechen ausgestattet.

4.4.1.2 Industrielle Direkteinleiter

Nach Artikel 15(3) der IVU-Richtlinie (Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) veröffentlicht die Kommission der Europäischen Union alle drei Jahre ein Verzeichnis der wichtigsten Emissionen und ihrer Quellen anhand der von den Mitgliedsstaaten übermittelten Informationen.

Als signifikante Punktquellen wurden in Luxemburg die industriellen Einleiter zurückbehalten, die nach der IVU Richtlinie berichtspflichtig sind und mindestens einen der wasserrelevanten Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie überschritten haben. Das Signifikanzkriterium (mindestens einer der Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie wird überschritten) erfüllen die in der Tabelle 4-33 und der Tabelle 4-34 aufgelisteten E-PRTR Betriebe (sowohl Direkt- als auch Indirekteinleitungen).

In Luxemburg überschritten im Jahr 2012 somit fünf wasserrelevante E-PRTP Betriebe (davon zwei Kläranlagen) einen der berichtspflichtigen Schadstoffschwellenwerte. Dabei handelt es sich um drei direkt und zwei indirekt einleitenden Betriebe. Am häufigsten wurden Überschreitungen der Schwellenwerte der Parametern Gesamt organischer Kohlenstoff (TOC), Gesamtstickstoff, Gesamtphosphor sowie einigen Schwermetallen registriert.

Tabelle 4-33: Auflistung der gemeldeten E-PRTR Betriebe mit Direkteinleitung in den Vorfluter (E-PRTR-Betriebe, die einen der wasserrelevanten Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie überschritten haben) (Stand 2012)

Name	OWK in welchem sich der Betrieb befindet und einleitet
ArcelorMittal Belval & Differdange (Site de Differdange)	VII-1.1
Station d'épuration de Beggen (Kläranlage)	VI-2.1
SIDEN (Kläranlage Blessbruck)	III-1.1.b

Tabelle 4-34: Auflistung der gemeldeten E-PRTR Betriebe mit Indirekteinleitung über eine kommunale Kläranlage in den Vorfluter (E-PRTR-Betriebe, die einen der wasserrelevanten Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie überschritten haben) (Stand 2012)

Name	OWK in welchem sich die Industrie befindet	Bemerkung
ArcelorMittal Bissen	VI-6	Abwasser wird in die KA Bissen eingeleitet (Einleitung in den OWK VI-6)
ArcelorMittal Dudelange	VI-4.3	Abwasser wird in die KA Bettembourg eingeleitet (Einleitung in den OWK VI-4.1.1.b)

Darüber hinaus gibt es noch eine Reihe von E-PRTR Betrieben, die Direkteinleiter sind und als mögliche signifikante Punktquelle angesehen werden auch wenn keiner der wasserrelevanten Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie überschritten wurde.

Tabelle 4-35: Auflistung der E-PRTR Betriebe, die keinen der wasserrelevanten Schwellenwerte nach IVU/EPER Richtlinie überschritten haben, jedoch als mögliche signifikante Belastung angesehen werden (Stand 2012)

Name	OWK in welchem sich der Betrieb befindet und einleitet
ArcelorMittal Belval & Differdange (Site de Belval)	VI-4.2
Circuit Foil	IV-2.1
DuPont de Nemours (Luxembourg) & DuPont Teijin Films Luxembourg	VI-4.1.1.b
Good-Year Wireplant	VI-6

Weiterhin wurden als signifikante industrielle Direkteinleiter alle Nahrungsmittelbetriebe mit mehr als 4.000 EGW berücksichtigt. In Luxemburg erfüllt nur ein Nahrungsmittelbetrieb das festgelegte Signifikanzkriterium.

Tabelle 4-36: Auflistung der Nahrungsmittelbetriebe mit Direkteinleitung über 4.000 EWG

Name	OWK in welchem sich die Industrie befindet und einleitet
Luxlait	VI-6

4.4.1.3 Einleitung von prioritären Stoffen gemäß Emissionskataster und von flussgebietsspezifischen Schadstoffen

Der Artikel 27 des Wassergesetzes vom 19. Dezember 2008⁵⁷ sieht vor, dass die Emissionen an prioritären und prioritär gefährlichen Substanzen durch die Anwendung der bestmöglichen Technologien limitiert sind. Erst wenn diese Einschränkungen es nicht erlauben die vorgeschriebenen Umweltqualitätsnormen einzuhalten, sollen strikere Emissionsgrenzwerte in der Betriebsgenehmigung vorgeschrieben werden können. Dies führt dazu, dass die Emissionen nicht auf Ebene von Einzelbetriebsebene erfasst sind und vielmehr versucht wird durch die Überwachung der Gewässer auf lokale beziehungsweise regionale „Hotspots“ zu schließen.

Da keine Abwassermessungen von Einzelbetrieben vorliegen, wurde die Lokalisierung von signifikanten Emissionsquellen, wie nachfolgend beschrieben, vorgenommen.

Die Messungen der prioritären und prioritär gefährlichen Substanzen an den 4 Überblicksüberwachungsmessstellen sowie an 5 zusätzlichen Messstellen im Jahr 2013, haben folgende Tendenzen gezeigt:

- eine generelle Belastung durch die Stoffe Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3cd)pyren mit Überschreitung der UQN für das jährliche Mittel;
- die wiederholte Detektion von einigen anderen Substanzen.

Im ersten Fall handelt sich um einen signifikanten Eintrag der in Zusammenhang mit dem Vorhandensein der übrigen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) zu sehen ist. Gemäß der Richtlinie 2013/39/EU sind diese Verbindungen als ubiquitäre prioritäre Substanzen einzuschätzen. Der systematische Nachweis dieser Substanzen an allen Messstellen unterstreicht diese Klassifizierung. Laufende Studien versuchen die Belastungsquellen genauer zu ermitteln.

In Bezug auf die zweite Klasse von Substanzen wurde sich auf jene beschränkt, bei denen, aufgrund der Lage der Messstellen, von einer signifikanten Einleitung ausgegangen werden muss. Als Arbeitshypothese wurde festgelegt, dass eine signifikante Einleitung im Oberstrom der Messstelle vorliegt, wenn das Jahresmittel der Konzentrationswerte die Hälfte der entsprechenden UQN oder ein Messwert die zulässige Höchstkonzentration überschreitet. Wenn diese Kriterien erfüllt sind, ist davon auszugehen, dass eine signifikante Einleitung im Oberstrom der Messstelle vorliegen muss. Da es nicht für alle Wasserkörper chemische Messdaten gibt, wird im Falle von signifikanten Belastungen auf bestehende Längsprofile von Konzentrationen aus anderen Jahren zurückgegriffen. Diese Informationen ermöglichen es festzustellen ab welchem Wasserkörper oberhalb der Messstelle davon auszugehen ist, dass keine signifikante Belastung durch die betroffene Substanz vorliegt.

Zusätzlich fließen die Resultate des noch laufenden „Immicad“-Projektes (siehe auch *Kapitel 4.5.4 Chemischer Gewässerzustand in Luxemburg*) in diese Abschätzung ein. Das Projekt wird im Auftrag der Verwaltung vom Forschungszentrum *Centre de Recherche Public Henri Tudor* durchgeführt und hat die Erstellung eines Emissionskatasters für anthropogene Schadstoffe als Ziel. Hierfür wird einerseits auf die Messergebnisse aus den verwaltungsinternen Monitoringkampagnen als auch auf eine eigens für das Projekt erarbeitete Messreihe und auf Landnutzungsdaten zurückgegriffen. Diese Analyse ermöglicht es gegebenenfalls auch festzustellen welche Aktivität für die Emission der betreffenden Substanz verantwortlich sein könnte und ob Betriebe mit diesen Aktivitäten in dem Einzugsgebiet der Messstelle eingetragen sind. Ist dies der Fall müssen die Einleitungen der betroffenen Betriebe untersucht werden. Ist nicht direkt festzustellen welcher Betrieb für die Einleitung verantwortlich ist muss ein investigatives Monitoringprogramm, mit dem Ziel die Quelle der

⁵⁷ Loi du 19 décembre 2008 relative à l'eau

betroffenen Substanz zu bestimmen, eingeleitet werden. Die beschriebene Vorgehensweise wird in der folgenden Graphik schematisch dargestellt. Das Verfahren wird zur Interpretation der Daten zu den prioritären (gefährlichen) und den flussgebietspezifischen Stoffen angewendet.

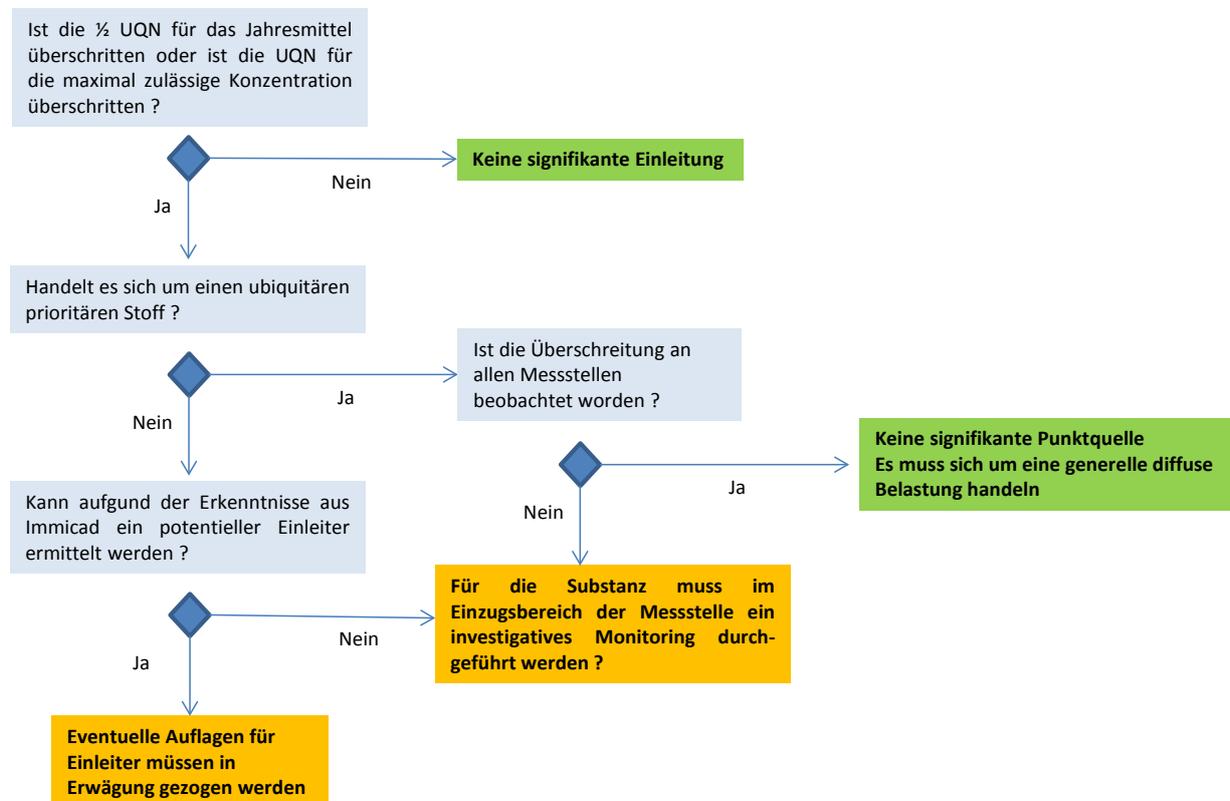


Abbildung 4-1: Vorgehensweise zur Identifikation von signifikanten Einleitungen von prioritären (gefährlichen) und flussgebietspezifischen Stoffen

Substanzen für die die erste Bedingung erfüllt ist und für die demnach eine genauere Überprüfung durchgeführt werden muss, sind mit den betroffenen Messstellen in den Tabellen 4-37 und 4-38 aufgeführt.

Tabelle 4-37: Substanzen, die gemäß dem Entscheidungsbaum in Abbildung 4-1 als signifikant einzuschätzen sind

Substanz		L100011A21 ALZETTE – Ettelbruck (2012 / 2013)				L110030A11 WILTZ – Kautenbach (2012 / 2013)				L112010A24 SÛRE – Wasserbillig (2012 / 2013)				L300030A06 CHIERS – Rodange (2012 / 2013)			
		½ UQN Wert überschritten	Grenzwert überschritten	Punktquelle vermutet	Inv. Monitoring notwendig	½ UQN Wert überschritten	Grenzwert überschritten	Punktquelle vermutet	Inv. Monitoring notwendig	½ UQN Wert überschritten	Grenzwert überschritten	Punktquelle vermutet	Inv. Monitoring notwendig	½ UQN Wert überschritten	Grenzwert überschritten	Punktquelle vermutet	Inv. Monitoring notwendig
Prioritäre (gefährliche) Stoffe	Fluoranthren			-	+	Ja		-	+			-	+		Ja	-	+
	Benzo(a)pyren		Ja	-	+			-	+			-	+		Ja	-	+
	Benzo(b)fluoranthren+ Benzo(k)fluoranthren	Ja		-	+		Ja	-	+			-	+	Ja		-	+
	Benzo(ghi)perylen + Indéno(1,2,3cd)pyren		Ja	-	+		Ja	-	+		Ja	-	+		Ja	-	+
Flussgebiets- spezifische Stoffe	Mangan														Ja	+	+
	Metolachlor													Ja		-	
	Zink														Ja	+	+

Tabelle 4-38: Substanzen, die gemäß dem Entscheidungsbaum in Abbildung 4-1 als signifikant einzuschätzen sind (Daten aus Längsprofilen im Rahmen des Monitoring zu Ermittlungszwecken)

Substanz		L104030A06 MAMER – Thillsmillen (2013)				L104030A11 MAMER – Mersch (2013)				L104032A01 KIELBAACH – Thillsmillen (2013)				L105030A12 EISCH – Mersch (2013)				L110043A02 WEMPERBAACH – Bockmillen (2013)			
		½ UQN Wert überschritten	Grenzwert überschritten	Punktquelle vermutet	Inv. Monitoring notwendig	½ UQN Wert überschritten	Grenzwert überschritten	Punktquelle vermutet	Inv. Monitoring notwendig	½ UQN Wert überschritten	Grenzwert überschritten	Punktquelle vermutet	Inv. Monitoring notwendig	½ UQN Wert überschritten	Grenzwert überschritten	Punktquelle vermutet	Inv. Monitoring notwendig	½ UQN Wert überschritten	Grenzwert überschritten	Punktquelle vermutet	Inv. Monitoring notwendig
Prioritäre (gefährliche) Stoffe	Benzo(b)fluoranthen + Benzo(k)fluoranthen												Ja	-	+	Ja	-	+			
	Benzo(ghi)perylen Indéno(1,2,3cd)pyren		Ja	-	+		Ja	-	+		Ja	-	+		Ja	-	+		Ja	-	+
Flussgebiets- spezifische Stoffe	Bentazon	Ja		-	-																
	Eisen	Ja		-	-																
	Mangan															Ja		-		+	

4.4.1.4. Sonstige Betriebe

Luxemburg besitzt einen internationalen Flughafen, der 1946 auf dem Findel errichtet wurde. Im Jahr 2013 wurden dort 2,2 Millionen Passagiere sowie 673.500 Tonnen Luftfracht befördert⁵⁸.

Für die Birelerbaach und die Syr stellt der Luxemburger Verkehrsflughafen eine weitere Belastungsquelle dar. Hier werden im Winter glykol-haltige Verbindungen zur Flugzeugenteisung und Formiate zur Enteisung von Bewegungsflächen eingesetzt. Ab einem erhöhten TOC-Gehalt werden die Abwässer in Richtung Kläranlage Uebersyren geleitet, können dort allerdings wegen Kapazitätsmangel und zu großem Temperaturunterschied zu Überschreitungen der Ablaufwerte führen. Es werden zurzeit Bemühungen unternommen, diesen Umstand durch Erweiterung der Kläranlage und eine bessere Trennung der Abwässer des Flughafens zu verbessern. Unterhalb eines bestimmten TOC-Gehaltes werden die Abwässer der Fahrflächen in den Birelerbaach geleitet und führen im Gewässer zu erhöhten TOC- und CSB-Konzentrationen.

Als weitere mögliche Belastungsquellen gelten Schadstoffe im Regenwasser des Flughafens wie z. B. Kohlenstoffverbindungen, Stickstoffverbindungen (z. B. Harnstoff) und Schwermetalle.

4.4.2 Signifikante diffuse Schadstoffquellen

Im Gegensatz zu Punktbelastungen (im Wesentlichen Einleitungen aus industriellen und kommunalen Kläranlagen) können diffuse Stoffeinträge aus Siedlungsflächen, der Land- und Forstwirtschaft oder über atmosphärische Deposition nicht direkt gemessen werden. Meistens werden für die Bestimmung von stofflichen Einträgen bzw. Stofffrachten auf Eintragspfade bezogene Modellberechnungen durchgeführt bei denen mittels Daten der Landnutzung der diffuse Stoffeintrag für Stickstoff und/oder Phosphor für Flusseinzugsgebiete abgeschätzt wird.

Im Rahmen des Nitratberichtes für die Periode 2008-2011 wurde ein mathematisches Modell für die Stickstofffracht angewandt. Die berechneten Frachten dienten als Grundlage für die Ermittlung der diffusen Belastung im Rahmen der vorliegenden Bestandsaufnahme. Die Stickstoffeinträge wurden dabei nach Eintragspfaden und ihre Anteile an den Gesamteinträgen für die Periode 2008-2011 erfasst. Diese Vorgehensweise ermöglicht einen Vergleich mit den beiden vorangehenden Nitratberichtsperioden (2000-2003 sowie 2004-2007).

4.4.2.1 Land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung

Hinsichtlich der stofflichen Belastung sind für die luxemburgischen Oberflächengewässer vor allem die Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor) von Relevanz, nicht zuletzt wegen der Bedeutung dieser Stoffe für eine mögliche Eutrophierung der Nordsee in die die Mosel über den Rhein und die Chiers über die Maas entwässern. Im Bereich der Eutrophierung kommt der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung als wichtigster diffuser Quelle eine wesentliche Bedeutung zu. In Anlehnung an eine Arbeitshilfe der LAWA wurden Angaben zur land- und forstwirtschaftlichen Nutzung der Flächen aufbereitet. Hierzu wurden in einem ersten Schritt allgemeine Flächennutzungsdaten gemäß *Corine Landcover* des Jahres 2007 gewonnen. Diese wurden anschließend mit den detaillierteren Daten der Agrarförderung (Flächenantrag 2012) verglichen. Dadurch konnten genauere Daten zum Anbauumfang einzelner Fruchtarten (insbesondere Hackfrüchten) ermittelt werden. Durch Verschneidung mit den Oberflächenwasserkörpern in einem geographischen Informationssystem

⁵⁸ Press release „LUX Airport continues on growth path“, Luxembourg Airport, February 4, 2014

(GIS) konnte schlussendlich der Lagebezug hergestellt werden. Auch wurde die Viehdichte des Jahres 2011, ausgedrückt in Dungeinheiten pro Hektar (DE/ha) landwirtschaftlicher Nutzfläche, pro Oberflächenwasserkörper berechnet.

Diffuse Nährstoffeinträge aus der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung in die Oberflächengewässer erfolgen einerseits über oberflächliche Abschwemmungen, andererseits über das Grundwasser (inkl. Zwischenabfluss). Das Ausmaß ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, wie z. B. der Art und Intensität der Nutzung, der Bodenbeschaffenheit, der Niederschlagsmenge und der Bodenerosion. Für ganz Luxemburg, demnach gemeinsam für die Einzugsgebiete des Rhein und der Maas, wurde für Stickstoff das Ausmaß der verschiedenen Eintragspfade schätzungsweise berechnet und dem Eintrag aus Punktquellen sowie Depositionen aus der Luft gegenüber gestellt.

Tabelle 4-39: Stickstoffeintrag in die Fließgewässer über diffuse Quellen in den luxemburgischen Teileinzugsgebieten des Rheins und der Maas (gemäß Nitratbericht für die Periode 2008-2011)

Eintragspfad	2008 kg N/Jahr	2009 kg N/Jahr	2010 kg N/Jahr	2011 kg N/Jahr
Atmosphäre	73000	73000	73000	73000
Dränage	31000	31000	31000	31000
Grundwasser	1737868	1599178	1384251	1164704
Direkteintrag				
Dünger	1000	1000	1000	1000
Weide	49586	50229	50908	49517
Gülle-Direkteinleitung	123966	125574	127270	123791
Erosion				
partikulär	326177	326630	327246	327348
gelöst	681513	627586	543780	457610
Oberflächenabfluss				
Wegenetz	195794	180318	156259	131500
Gülle-Abschwemmung	48477	49133	49805	48280
Kommunale Kläranlagen	1555000	1590000	1571000	1401000
Nicht angeschlossene Industrie-Kläranlagen	2200	1410	1950	1200

Es zeigt sich, dass Stickstoff in erster Linie über den Grundwasserabfluss (inkl. Zwischenabfluss) in Oberflächengewässer eingetragen wird. Weitere bedeutende diffuse Stickstoffeinträge sind Erosion sowie Oberflächenabfluss.

Zu Phosphor kann derzeit keine Aussage getroffen werden, da für genauere Stofffracht-Berechnungen verschiedene Daten als Grundlage fehlen woran aktuell jedoch gearbeitet wird. Neben den kommunalen Kläranlagen als punktuelle Belastungsquelle gilt allgemein Erosion als einer der Haupteintragspfade für Phosphor und insbesondere als Haupteintragspfad der diffusen Belastungen. Einige regionale Studien sowie Modellierungen belegen dies auch. Abbildung 4-2 zeigt, dass die Phosphorbelastung regional sehr unterschiedlich ist, was auch für die Haupteintragspfade gilt.

Für diffuse Eintragsquellen von Pflanzenschutzmitteln, Schwermetallen und anderen gefährlichen Stoffen liegen derzeit keine Abschätzungen der Einträge vor. Auch hier sind für die Zukunft weitere Arbeiten geplant.

Konzentration o-PO₄-P in [mg/l] pro Oberflächenwasserkörper

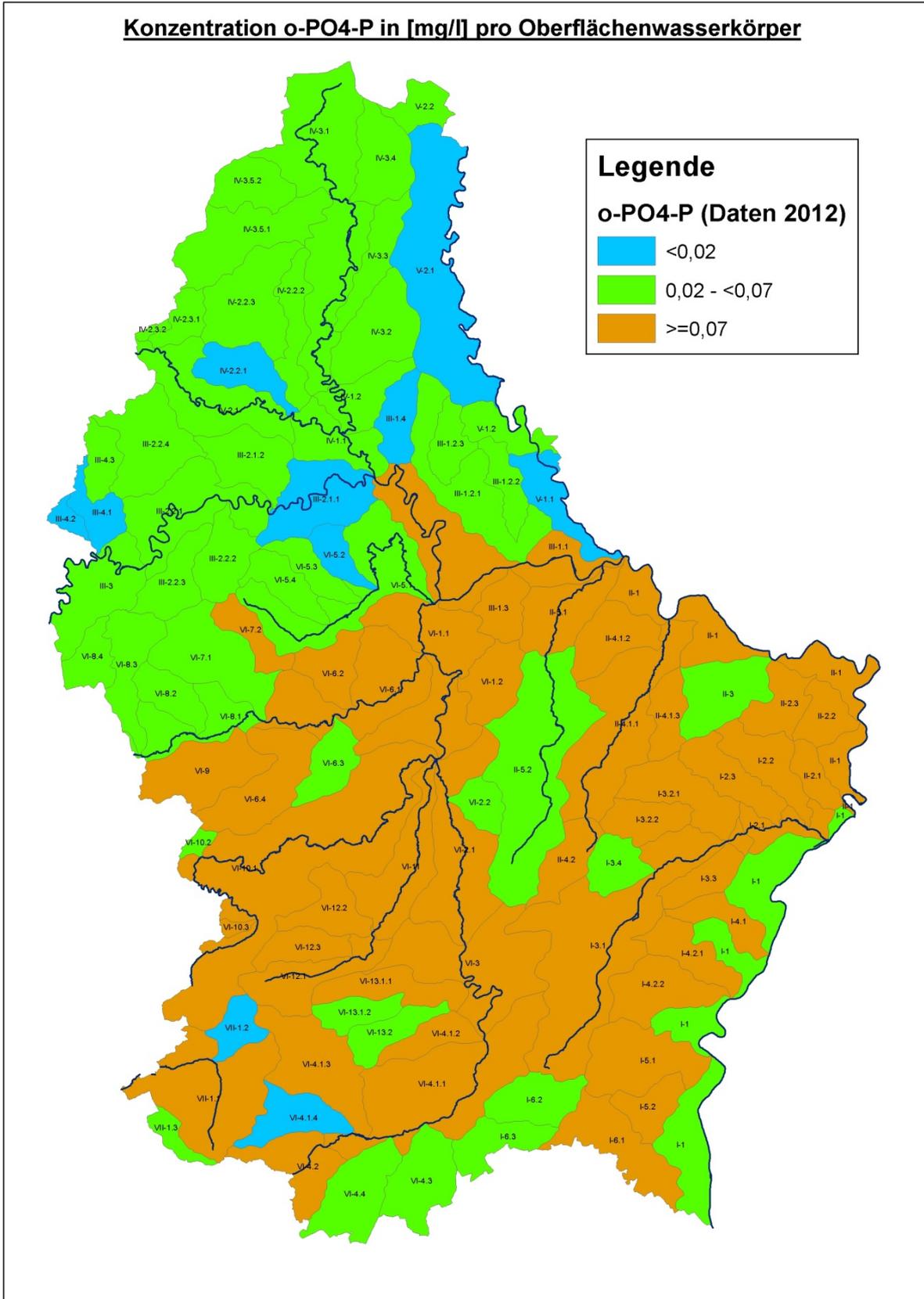


Abbildung 4-2: Darstellung der Orthophosphat-Konzentrationen pro Oberflächenwasserkörper (Daten für das Jahr 2012)

4.4.2.2 Straßenabwässer

Das nationale Straßennetz Luxemburgs ist insgesamt 2.899 km lang, wovon das Autobahnnetz mit 6 Autobahnen 152 km ausmacht. Im Straßenabwasser treten eine Vielzahl verschiedener Stoffe auf, wobei saisonale Schwankungen bezüglich Vorkommen und Konzentrationen und Frachten existieren. Die Einträge stammen aus den unterschiedlichsten Quellen und zahlreiche Parameter beeinflussen die tatsächlichen Belastungen (z. B. Blei aus Reifenabrieb, Chloride aus Enteisungsmitteln). Beeinflusst werden diese Emissionen u. a. durch Straßenzustand, Witterung, Regenintensität, Dauer der Trockenperiode vor dem Regenereignis, Verkehrsaufkommen und Schwerverkehr, Fahrverhalten, Fahrgeschwindigkeit, seitliche Barrieren (Standspuren, Wände), Verwehungen, Entwässerungssystem sowie Straßenlängs- und -quergefälle⁵⁹. Obwohl bereits heute in Luxemburg zur Behandlung des Straßenabwassers, insbesondere bei Autobahnen und vielbefahrenen Nationalstraßen (gegebenenfalls C.R.), Anstrengungen zur Reduktion der Belastungen unternommen wurden (Straßenabwässer werden vor der Einleitung in den Vorfluter über Rückhalte- und Dekantationsbecken mit Tauchwänden geleitet), dürfte noch ein Großteil des abfließenden Straßenabwassers unbehandelt diffus in offenen Gräben versickern.

Auch auf Grund der Monitoringergebnisse ist derzeit von keinen signifikanten Belastungen durch Straßenabwässer auszugehen. Es ist davon auszugehen, dass ein Großteil der Straßenabwässer indirekt nach Versickerung in die Oberflächengewässer gelangt. Dabei würden ebenfalls die PAK in den Bodenschichten zurückgehalten und die Straßenabwässer kommen somit nicht als direkte Ursache für die Überschreitung der UQN für diese Substanzen in Frage.

4.4.2.3 Atmosphärische Deposition

Unter atmosphärischer Deposition werden die Stoffflüsse aus der Erdatmosphäre auf die Erdoberfläche verstanden, das heißt der Austrag und die Ablagerung von gelösten, partikelgebundenen oder gasförmigen Luftinhaltsstoffen. Für Gewässer relevant sind vor allem N und P Einträge, aber auch Schwermetalle. Anders als für die Straßenabläufe, kommt die atmosphärische Deposition durchaus als mögliche signifikante Quelle der PAK in den Gewässern in Frage. Die Substanzen entstehen bei Verbrennungsprozessen, verbreiten sich in der Atmosphäre und können an Staubpartikeln adsorbieren und sich wieder absetzen.

Eine detaillierte Analyse der Auswirkungen der atmosphärischen Deposition auf die Gewässer Luxemburgs liegt derzeit nicht vor.

4.4.2.4 Bestätigte Altlasten

In Luxemburg sind im Altlasten- und Verdachtsflächenkataster mehr als 10.000 Verdachtsflächen erfasst. Erfasst wurden sowohl aktuell genutzte Standorte als auch Flächen, deren umweltrelevante Nutzung bereits längere Zeit zurückliegt (sogenannte Altstandorte)⁶⁰.

Gemäß dem Altlasten- und Verdachtsflächenkataster wurden in einem ersten Schritt die bestätigten Altlasten die sich ganz bzw. teilweise innerhalb eines Randstreifens entlang der Gewässer befinden

⁵⁹ Smith K., Granato G. (2010): Quality of Stormwater Runoff Discharged from Massachusetts Highways, 2005-07
Scheiwiller E., Schadstoffabschwemmungen – Am Beispiel von Hochleistungsstraßen, Gas Wasser Abwasser Nr. 7: 539-546, 2008

⁶⁰ http://www.environnement.public.lu/dechets/publications/altlastenkataster/altlasten_pdf.pdf

zurückbehalten. Die Breite des Randstreifens wurde in Funktion der Gewässer gewählt, so wurde entlang der primären, sekundären und tertiären Gewässer ein 25 m, 15 m beziehungsweise 5 m breiter Streifen gelegt. So wurden bestätigte Altlasten aus dem Altlasten- und Verdachtsflächenkataster als mögliche signifikante Belastungen für die Oberflächenwasserkörper in Betracht gezogen, wenn:

- sie sich 25 m im Uferbereich von primären Gewässern befinden;
- sie sich 15 m im Uferbereich von sekundären Gewässern befinden;
- sie sich 5 m im Uferbereich von tertiären Gewässern befinden.

In einem zweiten Schritt wurden, zusammen mit der *Administration de l'environnement*, alle Altlasten verifiziert und die, die sich auf dem gleichen Gelände befinden, zu einer Altlast zusammengefasst.

Eine mögliche Belastung für die Gewässer nach den oben genannten Kriterien stellen 70 Altlastenflächen dar. Mit Hilfe von Untersuchungen bzw. der Einschätzung durch Experten, ist in 56 Fällen eine Gefährdung des sich in der Nähe befindenden Gewässers ausgeschlossen oder als unwahrscheinlich eingestuft worden, beispielsweise weil die Altlast bereits saniert wurde. Insgesamt bleiben somit 14 Altlastenflächen übrig, die auf Grund ihrer Lage zum Gewässer eine mögliche Gefährdungsquelle für diese darstellen.

Tabelle 4-40: Übersicht der Altlastenflächen, die auf Grund ihrer Lage zum Gewässer eine mögliche Gefährdungsquelle für diese darstellen

OWK Code	Altlastenflächen
I-1	Deport Tanklux
I-3.1	Dreckstipp Grousswiss
III-1.2.1.a	Stand de Tir Hoscheid
IV-2.1	Eurofloor
IV-3.1.b	Matériaux de construction Hoffmann-Neu – ETS. Hoffmann-Neu Wilwerwiltz S.A.
VI-3	Chemische Wäscherei Express
VI-4.1.1.b	Pollution canal ouvert
VI-4.1.1.c	Pollution Aire de Berchem
VI-4.1.1.c	Poudrerie
VI-4.2	Arbed Werk Schifflange – Arbed Division Esch-Schifflange
VI-10.1.a	Firma Intec / Bitumenmischalage Usine Collart Steinfort
VI-13.1.1.b	Gaswerk Petrus
VI-13.1.1.b	Produits Pharma Hanff et Cie – Hanff Frères Luxembourg s.à.r.l. et Cie Secs
VII-1.1	Arbed Rodange

4.4.2.5 Nicht zuordenbare diffuse Quellen

Aufgrund der Daten aus der Überblicksüberwachung und dem investigativen Monitoring wurde eine landesweite Belastung der Oberflächenwasserkörper mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und im Besonderen mit Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3cd)pyren festgestellt. Da die Belastung auch schon in den Quellbereichen einzelner Bäche vorhanden ist, muss von einem großflächigen diffusen Eintrag ausgegangen werden. Einzelne Indikatoren sprechen für einen Einfluss durch den Verkehr, andere Indikatoren und die zum Teil sehr hohen Konzentrationen deuten eher auf Altlasten hin. Die vorhandenen Daten aus dem offiziellen Monitoring und aus dem „Immicad“-Projekt, wo mit Schwebstoffnetzen Längsprofile in den Gewässern erstellt wurden, reichen noch nicht aus, um den Ursprung der Belastung des einzelnen Wasserkörpers zu ermitteln. Im Laufe des nächsten

Bewirtschaftungszyklus muss ein investigatives Monitoring hierüber Aufschluss bringen.

4.4.3 Signifikante Wasserentnahmen

Die Entnahme von großen Mengen an Wasser aus Oberflächengewässern zur Gewinnung von Trinkwasser, zur Bewässerung oder für gewerbliche und industrielle Zwecke kann erhebliche Auswirkungen auf die aquatischen Naturräume haben und das Erreichen der in der WRRL vorgegebenen Umweltziele gefährden.

Zur Einschätzung und Ermittlung der Belastungen aufgrund von Wasserentnahmen werden im Großherzogtum Luxemburg, basierend auf dem LAWA-Kriterium, alle Wasserentnahmen die größer als 50 l/s sind oder 1/3 des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) überschreiten als signifikant angesehen. Als signifikante Belastungen sind folgende Wasserentnahmen aus Oberflächengewässern anzusehen:

Tabelle 4-41: Signifikante Wasserentnahmen aus Oberflächengewässern

Betrieb	Entnahme [10 ⁶ m ³ /j]	Wiedereinleitung [10 ⁶ m ³ /j]	OWK Code (alt)	OWK Code (neu)
SEBES	21,4	0	III-2.2.1	III-2.2.1
GoodYear	2,6	2,5	VI-6.1	VI-6
Trinkwassergewinnung	6,3	0	VI-10.1	VI-10.1.b
Trinkwassergewinnung	1,6	0	VI-11	VI-11

Ein Großteil der Trinkwasserversorgung Luxemburgs wird von der SEBES (*Syndicat des Eaux du Barrage d'Esch-sur-Sûre*) sichergestellt. Zu diesem Zweck werden jährlich $21,4 \times 10^6$ m³ Wasser aus dem Stausee an der Sauer entnommen und zu Trinkwasser aufbereitet. Ein zweiter signifikanter Entnahmepunkt besteht an der Attert, wo die GoodYear Tire Plant jährlich $2,6 \times 10^6$ m³ Wasser, von denen $2,5 \times 10^6$ m³ (96 %) nach kurzer Strecke wieder eingeleitet werden, entnimmt.

Des Weiteren entstehen durch die akkumulierten Entnahmen aus Quellen zur Erzeugung von Trinkwasser in zwei Oberflächenwasserkörper signifikante Belastungen. Zum einen in der Mamer (OWK VI-11) wo pro Jahr $1,6 \times 10^6$ m³ Wasser entnommen werden und zum anderen in der Eisch (OWK VI-10.1.b wo $6,3 \times 10^6$ m³ Wasser entnommen werden, was nicht nur den Wert von 50 l/s überschreitet, sondern auch etwa 40% des mehrjährigen MNQ.

Gemäß Artikel 23 des Wassergesetzes vom 19. Dezember 2008 ist in Luxemburg jede Wasserentnahme genehmigungspflichtig⁶¹.

4.4.4 Abflussregulierungen mit Auswirkungen auf die Durchgängigkeit

Viele Fließgewässersysteme sind durch künstliche Querbauwerke, wie z. B. Wehre, Schleusen, Wasserkraftanlagen oder Staustufen, im wahrsten Sinne des Wortes verbaut, was die Vernetzung der Fließgewässer und somit die biologische Durchgängigkeit erheblich stört. Die Fische können die Gewässer nicht mehr ungehindert durchwandern, was zum Rückgang ihrer Populationen und sogar bis zum Aussterben bestimmter Fischarten führen kann. Die biologische Durchgängigkeit der Fließgewässer ist jedoch nicht nur für die Fische, sondern für alle im Wasser lebenden Tiere von

⁶¹ Loi du 19 décembre 2008 relative à l'eau

Bedeutung. In den meisten Fällen können die vorhandenen Wanderhindernisse nicht ohne weiteres entfernt werden. Die Errichtung von sogenannten Fischwegen, sowohl für den Auf- als auch für den Abstieg, ist an den jeweiligen Wanderhindernissen in der Regel die einzige Möglichkeit, um die Gewässerdurchgängigkeit dort wiederherzustellen.

Während im ersten Bewirtschaftungsplan noch eine fixe Absturzhöhe als Signifikanzkriterium angewendet wurde, hat sich eine solche Herangehensweise als nicht sinnvoll gezeigt. Als signifikante Belastung wirken all jene Querbauwerke, die über die gesamte Gewässerbreite reichen und demnach eine Kontinuumsunterbrechung für die Gewässerfauna darstellen. Da die Passierbarkeit eines Hindernisses durch das Zusammenspiel mehrerer Faktoren, wie z. B. Absturzhöhe, Tiefe des Kolks unterhalb des Hindernisses, Überströmhöhe, Art des Wasserstrahls, Turbulenz etc. beeinflusst wird, wird von einem starren System der Beurteilung der Passierbarkeit alleine auf Basis der Absturzhöhe abgesehen und eine individuelle Beurteilung jedes einzelnen Bauwerks angestrebt. Wie sich zeigt können die drei Leitarten in Luxemburg (Bachforelle, Äsche, Barbe) schon nur sehr unterschiedliche Hindernishöhen überwinden⁶². Bei den Begleit- (Neunauge, Elritze, Güster) und Grundarten (Gründling, Döbel, Hasel) sind die Unterschiede ebenso gegeben.

Es ist somit davon auszugehen, dass alle Querbauwerke, die im luxemburgischen Querbauwerkekataster erhoben wurden, eine signifikante Belastung darstellen.

Tabelle 4-42: Verteilung der Querbauwerke gemäß dem Querbauwerkekataster

	IFGE Rhein	IFGE Maas
Anzahl aller Querbauwerke	218	0

4.4.5 Morphologische Veränderungen

Die morphologischen Veränderungen der Oberflächengewässer werden anhand der Ergebnisse der Strukturgütekartierung beschrieben, welche nach dem Verfahren „Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer, LANUV-Arbeitsblatt 18“⁶³ erfolgte. Bei diesem Verfahren werden räumliche und materielle Differenzierungen der Sohle, der Ufer und des Gewässerumlandes erfasst, die hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam sind und für die ökologische Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind.

Die Bewertung der Kartierabschnitte erfolgt mittels sieben Strukturklassen. Die Klasse 1 stellt dabei einen Gewässerzustand dar, der keine oder allenfalls sehr geringe Beeinträchtigungen hinsichtlich der natürlichen Struktur und Dynamik aufweist. Kartierabschnitte, die mit der Klasse 7 bewertet werden, sind vollständig anthropogen überprägt und weisen keinerlei gewässerökologische Wertstrukturen auf (z. B. vollständig ufer- und sohlenverbaute Abschnitte in Siedlungslage).

Tabelle 4-43: Indexspannen der siebenstufigen Strukturgüte-Bewertung (LANUV-NRW 2012)

Strukturklasse	Indexspanne	Grad der Veränderung	Farbige Kartendarstellung
1	1,0 -1,7	Unverändert	Dunkelblau
2	1,8 - 2,6	Gering verändert	Hellblau

⁶²

http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/14329/mindestabfluesse_ausleitungsstrecken.pdf?command=downloadContent&filena me=mindestabfluesse_ausleitungsstrecken.pdf

⁶³ Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer, LANUV-Arbeitsblatt 18, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2012

Strukturklasse	Indexspanne	Grad der Veränderung	Farbige Kartendarstellung
3	2,7 - 3,5	Mäßig verändert	Grün
4	3,6 - 4,4	Deutlich verändert	Hellgrün
5	4,5 - 5,3	Stark verändert	Gelb
6	5,4 - 6,2	Sehr stark verändert	Orange
7	6,3 - 7,0	Vollständig verändert	Rot

Als signifikante morphologische Belastung gelten jedoch nur folgende Fließgewässerabschnitte:

- alle Abschnitte mit einer Gesamtbewertung 6 oder 7;
- Abschnitte mit der Gesamtbewertung 5, wenn einer oder mehrere der sechs Hauptparameter wie folgt bewertet wurde:
 - HP-1 Laufentwicklung 7
 - HP-2 Längsprofil 7
 - HP-3 Sohlenstruktur 7
 - HP-4 Querprofil 7
 - HP-5 Uferstruktur beide Seiten ≥ 6
 - HP-6 Gewässerumfeld beide Seiten ≥ 6

Die signifikanten morphologischen Veränderungen der Oberflächenwasserkörper sind in der Karte 4.3 im Anhang 1 dargestellt.

4.4.6 Sonstige anthropogene Belastungen

4.4.6.1 Klimawandel

Das Thema Klimawandel sowie dessen Auswirkungen auf den Zustand der Gewässer werden im Detail im Rahmen des zweiten Bewirtschaftungsplans behandelt werden. Im Rahmen der Festlegung der signifikanten Belastungen, wird jedoch davon ausgegangen, dass der Klimawandel zurzeit keine signifikante Belastung für die Gewässer darstellt.

4.4.6.2 Frachtschifffahrt

Die Mosel ist von Neuf-Maisons (F) bis Koblenz (D), das heißt auf einer Länge von 394 km, als Großschiffahrtsstraße ausgebaut und zählt zu den am meisten befahrenen Wasserstraßen in Europa. Nach der Unterzeichnung des „Vertrag über die Schiffbarmachung der Mosel“ durch die Moselanliegerstaaten Frankreich, Luxemburg und Deutschland im Jahre 1956, wurde die Mosel in den 60er Jahren im deutsch-luxemburgischen Lauf von Schengen bis Wasserbillig auf einer Strecke von ca. 39 km vollständig begradigt und zur Großschiffahrtsstraße ausgebaut. Die Morphologie der Mosel ist auf dieser Strecke somit stark verändert.

Neben den morphologischen Belastungen, kann die Schifffahrt zudem zu stofflichen Belastungen z.B. durch Einträge von Schadstoffen, der Mosel führen.

4.4.6.3 Freizeitnutzungen

Eine Beeinträchtigung der Gewässer durch Freizeitnutzungen ist in Luxemburg nicht vorhanden.

4.4.6.4 Salzbelastungen

Signifikante Salzeinleitungen in Gewässer finden in Luxemburg keine statt.

Der Salzgehalt der Mosel nimmt in Fließrichtung immer mehr zu, was durch anthropogene Chlorideinträge oder durch die natürliche Aufsalzung des Wassers verursacht wird. Der natürliche Salzgehalt der Mosel hängt mit besonderen geologischen Verhältnissen zusammen. Zuflüsse wie beispielsweise die Seille (F) sorgen für Wassereinträge mit natürlich hohem Mineralgehalt, wohingegen die in der unteren Meurthe (F) gemessene Salinität anthropogenen Ursprungs ist. In ihrem Unterlauf ist dieser Moselzufluss das Aufnahmegewässer der Salzeinleitungen, genauer gesagt der Calciumchlorideinleitungen (CaCl_2), aus der lothringischen Salzindustrie (Sodawerke). Nach der Meurthemündung vervierfacht sich der Gesamtsalzgehalt der Mosel, aber die Chloridkonzentrationen steigen auf das 22-fache⁶⁴.

4.4.6.5 Signifikante Wärmeeinleitungen

Punktuelle thermische Einleitungen (durch Nutzung des Flusswassers als Kühlmittel) erfolgen in die luxemburgischen Gewässer die nicht fischrelevant sind (z. B. Sauer, Mosel). Diese Einleitungen unterliegen jedoch alle einer Genehmigungspflicht. In den Genehmigungen wird, unter anderem, die Temperatur des wiedereingeleiteten Wassers so festgehalten, dass es in Verbindung mit der eingeleiteten Wassermenge zu keinen signifikanten thermischen Einleitungen kommt.

4.5 Zustandsbewertung

Grundlage für die Beurteilung der Auswirkungen der signifikanten Belastungen auf die Oberflächenwasserkörper sind die vorläufigen Ergebnisse zum ökologischen Zustand bzw. Potenzial und zum chemischen Zustand. Die Bewertung des Zustandes der Oberflächenwasserkörper beruht auf der Auswertung der Monitoringergebnisse gemäß den Vorgaben der WRRL.

Die nachfolgende Tabelle gibt an, welche Belastungen durch welche biologischen Qualitätselemente am besten angezeigt werden können⁶⁵:

Tabelle 4-44: Übersicht über die biologischen Qualitätskomponenten, die als besonders sensitiv für einzelne Belastungen gelten (gemäß RaKon Teil A der LAWA - Stand Sep. 2012, ergänzt).

Belastung	Biologische Qualitätskomponente / Teilkomponente
Hydromorphologie	Benthische wirbellose Fauna und Fischfauna
Durchgängigkeit	Fischfauna und benthische Fauna
Diffuse Einträge (Trophie, Landnutzung)	Makrophyten und Phytobenthos oder Phytoplankton (nur bei planktonführenden Gewässern von Relevanz)
Diffuse Schadstoffeinträge	Benthische wirbellose Fauna

⁶⁴ Einfluss der Salzbelastung auf die aquatische Biozönose der Mosel, Abschlussbericht März 2011, Université Paul Verlaine Metz, Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes (LIEBE) - CNRS UMR 7146

⁶⁵ LAWA Kriterien zur Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen in Oberflächengewässern, Beurteilung ihrer Auswirkungen und Abschätzung der Zielerreichung bis 2021, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Stand 30. Januar 2013

Belastung	Biologische Qualitätskomponente / Teilkomponente
Punktuelle Einträge (Saprobie, Trophie)	Benthische wirbellose Fauna und Diatomeen
Wasserhaushalt	Benthische wirbellose Fauna und Fischfauna
Versauerung	Benthische wirbellose Fauna oder Diatomeen
Versalzung	Diatomeen
Verockerung	Benthische wirbellose Fauna
Integrierend (mehrere Belastungen)	Benthische wirbellose Fauna

4.5.1 Beschreibung und Bewertungsverfahren des ökologischen Zustandes

Die Bewertung des ökologischen Zustandes der natürlichen Oberflächenwasserkörper erfolgt anhand einer fünfstufigen Skala (sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend, schlecht) und setzt sich aus den biologischen, den physikalisch-chemischen und den hydromorphologischen Qualitätskomponenten (QK), zusammen. Die wichtigste Qualitätskomponente für die Bewertung des ökologischen Zustands eines natürlichen Oberflächengewässers ist die biologische Komponente. Diese wird jedoch durch die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten ergänzt.

Bei der Bewertung des ökologischen Zustandes wird jede Qualitätskomponente zunächst einzeln bewertet. Anschließend wird aus den einzelnen Werten eine Gesamtbewertung nach dem „One out - all out - Prinzip“ vorgenommen. Sobald also nur ein Kriterium als „mäßig“, die anderen jedoch als „gut“ eingestuft wurden, bekommt das Gesamtgewässer dennoch die Note „mäßig“.

4.5.1.1 Typspezifische Bewertung und Klassengrenzen der biologischen Qualitätselemente⁶⁶

Die biologische Qualität wird durch die Artenzusammensetzung und Artenhäufigkeit der aquatischen Flora und Fauna bestimmt.

Tabelle 4-45: Biologische Qualitätskomponenten für die Zustandsbestimmung der natürlichen Oberflächengewässer

Biologische Qualitätskomponenten	Biologische Parameter
Gewässerflora	Phytoplankton
	Phytobenthos / Makrophyten
Gewässerfauna	Makrozoobenthos
	Fischfauna

Die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten erfolgte anhand der Verfahren wie in Tabelle 4-46 dargestellt. So werden für Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos die französischen Verfahren herangezogen.

⁶⁶ Steckbriefe der Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg – Begleittext, Tanja Pottgiesser, Sebastian Birk, 2014

Tabelle 4-46: Übersicht über die Verfahren zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten in Fließgewässern in Luxemburg

Qualitätskomponente	Verfahren	Quelle
Phytoplankton	PhytoFluss	Mischke und Behrendt (2007) ⁶⁷
	PhytoSee (Version 5.1)	Mischke U., Riedmüller U., Hoehn E. & Nixdorf B. (2008) ⁶⁸
Makrophyten und Phytobenthos	Teilkomponente Makrophyten: Indice biologique des macrophytes en rivière, IBMR	AFNOR (2003) ⁶⁹ ; EN 14184
	Teilkomponente Diatomeen: Indice de polluosensibilité spécifique, IPS	Cemagref, Coste et al. (1982) ⁷⁰ und EN 13946 und EN14407
Makrozoobenthos	Prélèvement et traitement des macroinvertébrés aquatiques en rivières peu profondes	Agences de l'Eau (2000) ⁷¹ , AFNOR XP T 90-333 und XP T 90-388
Fische	Indice poisson rivière (IPR)	NF T90-344 (AFNOR, 2004 ⁷²), EN 14962

Die Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton ist nur für die natürlicherweise planktonführenden großen Fließgewässer relevant sowie an den als HWMB ausgewiesenen Wasserkörper, die eine Stehgewässerausprägung ausweisen. Zur Bewertung der unteren Sauer, die dem Fließgewässertyp VI angehört, ist das deutsche Verfahren PhytoFluss verwendet worden (Mischke & Behrendt, 2007). Als Gewässertyp ist dabei der LAWA-Fließgewässer-Typ 9.2 (siehe Anhang 3) als Bewertungsgrundlage gewählt worden (siehe auch *Kapitel 4.1.3 Interkalibrierung*)⁷³. Die beiden als HMWB eingestuft „Stauseen“ an der Sauer (OWK III-2.2.1) und der Our (OWK V-1.2) wurden dem Phytoplankton See-Subtyp 9 (Mittelgebirgsregion, natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, calciumarm, geschichtet mit relativ kleinem Einzugsgebiet)⁷⁴ zugeordnet (siehe auch *Kapitel 4.1.1.3 Fließgewässertypen in Luxemburg*). Die Bewertung wird nach der deutschen Methode PhytoSee durchgeführt⁷⁵.

⁶⁷ Mischke U., Behrendt H., Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland, 2007

⁶⁸ Mischke U., Riedmüller U., Hoehn E., Schönfelder I., Nixdorf B. (2008): Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD). In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, S. 117-146

⁶⁹ NF T90-395 Octobre 2003 Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR) / EN 14184 : Qualité de l'eau – Guide pour l'étude des macrophytes aquatiques dans les cours d'eau

⁷⁰ CEMAGREF (Centre National du Machinisme Agricole du Génie Rural, des Eaux et des Forêts), Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux, Rapport Q.E. Lyon, Division Qualité des Eaux - Pêche et Pisciculture, Lyon, 1982

⁷¹ Agences de l'Eau, Indice biologique global normalisé (IBGN) - Guide technique des Agences de l'Eau, 2000

⁷² AFNOR (Association Française de Normalisation), Qualité de l'eau - Détermination de l'indice poissons rivières (NF T90-344) (IPR), 2004

⁷³ Pottgiesser T., Sommerhäuser M., Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2004

Pottgiesser T., Sommerhäuser M., Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B), 2008

⁷⁴ http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/09_steckbrief_seetyp_9.pdf

http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/00_begleittext_steckbriefe_deutscher_seetypen_intenet.pdf

⁷⁵ Mischke U., Riedmüller U., Hoehn E., Schönfelder I., Nixdorf B., Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD). In:

PhytoFluss: Verfahren und Software zur Bewertung von Fließgewässern anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton⁷⁶

Die durch das Phytoplankton zu bewertenden Fließgewässer sind auf die planktonführenden Gewässertypen – Flüsse und Ströme – beschränkt. Das Verfahren ist nicht anwendbar für Bäche und kleine Flüsse mit geringer Wasseraufenthaltszeit, was in etwa einer Einzugsgebietsgröße unter 1000 km² entspricht. Planktonführende Gewässertypen sind Fließgewässer, die im Saisonmittel zwischen April und Oktober, eine mittlere Chlorophyll a-Konzentration über 20 µg/l unter natürlichen Abflussbedingungen aufweisen können.

Bei dem Phytoplankton-Bewertungssystem handelt es sich um ein multimetrisches Verfahren, in dem drei bis fünf Kenngrößen (= Index / Metric) zu einem Gesamtindex Phytoplankton (= Mittelwertprodukt aller trophischen Kenngrößen) verrechnet werden, mit der die Eutrophierung an Hand der Biomasse und taxonomischen Zusammensetzung bewertet wird:

- **Gesamtpigment:** Die Ausprägung der Biomasse des Phytoplanktons ist ein Maß für die autotrophe, planktische Trophie des Gewässers und im Falle einer anthropogen verursachten Nährstoffbelastung ein Maß für die Eutrophierung. Der Metric berechnet den Saisonmittelwert des Parameters Gesamtpigment aus den nach DIN gemessenen Konzentrationen Chlorophyll a und Phaeophytin a (Gesamtpigment = Chl a korrig. + Phaeo/1,7) und klassifiziert das Gewässer durch den Vergleich mit Klassenschwellenwerten. Das Gesamtpigment ist ein Maß für die Phytoplanktonbiomasse.
- **TIP (= Typspezifischer Indexwert Potamoplankton):** Der TIP-Index beschreibt auf Grundlage typ-spezifischer Indikatorlisten die Auswirkungen einer Eutrophierung auf die Phytoplanktonzönose eines Fließgewässers.
- **Pennales-Index:** Der Metric berechnet den relativen Anteil der Ordnung Pennales am Gesamtbiovolumen auf Basis von Saisonmittelwerten und klassifiziert das Gewässer durch den Vergleich mit Klassenschwellenwerten.
- **Chloro-Index:** Der Metric berechnet den relativen Anteil der Klasse Chlorophyceae am Gesamtbio-volumen auf Basis von Saisonmittelwerten und klassifiziert das Gewässer durch den Vergleich mit Klassenschwellenwerten.
- **Cyano-Index:** Der Metric berechnet den relativen Anteil der Klasse Cyanobacteria (= Blaualgen) am Gesamtbiovolumen auf Basis von Saisonmittelwerten und klassifiziert das Gewässer durch den Vergleich mit Klassenschwellenwerten.

PhytoSee: Bewertungsverfahren von Stehgewässern der Qualitätskomponente Phytoplankton⁷⁷

Die Sensitivität des Phytoplanktons auf die Belastung der Umwelt durch Eutrophierung wird im Rahmen der WRRL zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von Seen oder stark veränderten Fließgewässern mit Seecharakter europaweit genutzt. Der Phyto-See-Index ist in Mischke & Nixdorf (2008) ausführlich dokumentiert und baut auf den Ergebnisse aus Vorarbeiten von Nixdorf et al. (2005a, 2005b, 2006) auf. Das deutsche Bewertungssystem von Seen mittels Phytoplankton unterscheidet ökologisch relevante See-Gewässertypen und führt zu einem multi-metrischen

Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, S. 117-146, 2008

⁷⁶ Mischke U., Behrendt H., Handbuch zum Praxistest eines Bewertungsverfahrens von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Press: Weissensee Verlag, Berlin: 1-88, 2007

⁷⁷ Mischke et al., Endbericht zum LAWA Projekt O 5.05: Bundweiter Praxistest – Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Seen zur Umsetzung der WRRL, 2008

Indexwert, dem Phyto-See-Index (PSI). Dieser stuft das zu bewertende Gewässer in eine der fünf nach WRRL zu beschreibenden Zustandsklassen ein.

Der PSI besteht obligat aus den 3 Einzelmetrics „Biomasse“, „Algenklassen“ und „Phytoplankton-Taxa-Seen-Index“ (PTSI). Alle drei Kenngrößen, auch Metrics genannt, wurden entlang der Belastungsgröße „Eutrophierung“ und im Abgleich mit Referenzgewässern und Referenzzuständen geeicht. Als „Belastungsskala“ wurde neben der Gesamtphosphorkonzentration der Ist-Wert des deutschen LAWA-Trophie-Index genutzt. Die Talsperren wurden 2001 mit den sogenannten LAWA-Richtlinien hinsichtlich ihrer trophischen Belastung in acht Klassen von oligo- bis hypertroph klassifiziert. Dieser beruht auf einer Klassifizierung der Trophie-Parameter Chlorophyll a, Gesamtphosphorkonzentration und der Secchi-Sichttiefe.

Stark veränderten Fließgewässern mit Seecharakter werden bei zu hohem Nährstoffeintrag (Eutrophierung) analog zu den natürlichen Seen mittels der Biokomponente Phytoplankton bewertet. Starke Wasserstandsschwankungen können zu einer veränderten trophischen Situation (oder Trophieausprägung) führen und werden deshalb als nutzungsbedingte Beeinträchtigung als „physikalische Veränderung“ bei der Bewertung berücksichtigt. Dies gilt auch für einen Wechsel des Schichtungsverhaltens von Talsperren, der durch einen starken hypolimnischen Wasserabfluss bedingt ist. Die Beachtung der nutzungsbedingten Beeinträchtigung erfolgt über eine mildere Bewertung. Die Potenziale der Seetypen sind laut LAWA-Expertenkreis Seen (2013) individuell festzulegen.

Die Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) erfolgt nach folgendem Schema:

- a) Multiplikation jedes Metric-Index mit dem Seetyp- und Kenngröße-spezifischen Gewichtungsfaktor;
- b) Aufsummierung aller Ergebnisse (= Zähler) und
- c) Division durch die Summe der verwendeten Gewichtungsfaktoren (= Nenner);
- d) Rundung des Ergebnisses auf eine Dezimalstelle hinter dem Komma;
- e) Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse nach WRRL anhand der Tabelle 4-48: Indexwerte und Zustandsklassen zur Herleitung der ökologischen Qualitätsverhältnisse (EQR) der Qualitätskomponente Phytoplankton für den See - Subtyp 9

Die Gewichtungsfaktoren G zur Ermittlung des deutschen Phyto-See-Index (PSI) aus den Metrics für den Seetyp 9 sind: G-Biomasse: 3; G-Algenklasse: 2; G-PTSI: 3 (Stand 2011).

IBMR: Indice Biologique Macrophytique en Rivière⁷⁸ (Makrophyten-Bewertungsverfahren)

Der IBMR ist ein Bewertungsverfahren zur Indikation des ökologischen Zustandes anhand der Makrophytenbesiedlung eines Gewässerabschnitts. Grundlage der Bewertung bildet eine Liste von 211 Indikatorarten (Algen, Moose und höhere Pflanzen), welche entsprechend ihrer Toleranz bzw. Sensitivität gegenüber Eutrophierung und organischer Belastung eingestuft sind (1 = sehr tolerant, 20 = sehr sensitiv). Je nach Stärke dieses Indikatorpotentials ist pro Art ein Gewichtungsfaktor vergeben (1 = geringes Indikatorpotential, 3 = hohes Indikatorpotential). Die Artenabundanz geht über eine Mengenschätzung des jeweiligen Indikators in die Indexberechnung ein.

Auf Grundlage der Vegetationsaufnahme an der Messstelle werden im IBMR alle oben genannten Kenngrößen über gewichtete Mittelwertbildung verrechnet. Der Index kann somit theoretisch Werte

⁷⁸ NF T90-395 : Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR), Octobre 2003

zwischen 1 und 20 annehmen. Höhere Werte repräsentieren bessere ökologische Bedingungen. Über Gewässertyp-spezifische Referenzwerte erfolgt die Berechnung eines ökologischen Qualitätsquotienten, welcher für die Einstufung des ökologischen Zustands anhand der Makrophytenbesiedlung genutzt wird.

IPS: Indice de Polluosensibilité Spécifique (Diatomeen-Bewertungsverfahren)

Das Verfahren für Diatomeen in Fließgewässern bewertet die Auswirkung von Gewässerbelastung auf die Kieselalgenbesiedlung an einer Messstelle. Dazu werden biologische Proben von Hartsubstraten im Gewässer entnommen und mit Hilfe eines Mikroskops im Labor auf Artenzusammensetzung und -häufigkeit untersucht. Grundlage der Bewertung bildet eine umfangreiche Indikatorartenliste, in welcher die verschiedenen Diatomeen-Arten hinsichtlich ihrer Toleranz bzw. Sensitivität gegenüber Wasserverschmutzung (v. a. Nährstoffbelastung) eingestuft sind.

Zur Berechnung des IPS werden zwei Kenngrößen der Kieselalgenbesiedlung an der Messstelle herangezogen: (i) die relative Häufigkeit der einzelnen Arten und (ii) die Stärke des Indikatorpotentials der einzelnen Arten. Die Verrechnung dieser Kenngrößen erfolgt über eine gewichtete Mittelwertbildung. Der IPS kann theoretisch Werte zwischen 1 und 20 annehmen. Höhere Werte repräsentieren bessere ökologische Bedingungen. Über Gewässertyp-spezifische Referenzwerte erfolgt die Berechnung eines ökologischen Qualitätsquotienten, welcher für die Einstufung des ökologischen Zustands anhand der Kieselalgenbesiedlung genutzt wird.

IBG - DCE: Indice Biologique Global - équivalent (Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren)⁷⁹

Das Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren baut auf dem IBGN (NF T90-350, AFNOR, 2004) auf und wird in Testverfahren beschrieben (NF XP T90-333, AFNOR, 2009 und XP T90-388, AFNOR, 2010). Die Berechnung wird bis auf weiteres als IBG-Gleichwert angegeben, um die Vergleichbarkeit zu den früheren IBGN-Resultaten zu garantieren.

Die Bewertung anhand des IBG-Gleichwertes für das Makrozoobenthos basiert auf Multi-Habitat-Probenahmen, welche durch zwölf Einzelproben von verschiedenen Lebensräumen an der Gewässersohle der Messstelle gewonnen werden.

12 Einzelproben werden in drei Phasen erhoben: 8 der Einzelproben werden in dominanten Habitaten erhoben, 4 Einzelproben in marginalen Habitaten:

- Phase A (B1): 4 marginale Habitats mit abnehmender Attraktivität der Substrate für die Makroinvertebraten⁸⁰
- Phase B (B2): 4 dominante Habitats mit abnehmender Attraktivität der Substrate für die Makroinvertebraten
- Phase C (B3): 4 dominante Habitats mit abnehmender Repräsentativität

Das Verfahren erhebt biologische Daten auf Ebene von Gattungs- und Familienniveau und umfasst bislang 138 Indikatorarttaxa, deren Häufigkeit in den Probenahmen in vier Abundanzklassen dargestellt wird.

⁷⁹ Indice Biologique Global DCE compatible XPT90-333 - XPT90-388

⁸⁰ Die Attraktivität der Substrate wird in dem französischen Verfahren XP-T90-333 definiert unter der Bezeichnung *habitabilité du substrat*.

Als Kenngrößen (= Metrics) für die Bewertung fungieren:

- die Anzahl verschiedenen Taxa, dargestellt in 14 Klassen von taxonomischer Vielfalt (Klasse 1 entspricht ≤ 3 Taxa, Klasse 15 entspricht > 14 Taxa) die die Qualität der Habitate der Messstelle widerspiegelt, sowie
- die Taxasensitivität bzw. -toleranz, dargestellt in neun Indikatorgruppen (1 = sehr tolerant bis 9 = sehr sensitiv), die für die Gewässerqualität der Messstelle steht.

Die Resultate werden in drei taxonomischen Listen dargestellt, eine Liste pro Probennahmephase, die es erlauben verschiedene Kombinationen zu berechnen:

- Taxaliste der Phasen A und B (B1+B2) : IBG-Gleichwert
- Taxaliste der Phasen B und C (B2+B3): Fauna der dominanten Habitate
- Taxaliste der Phase A: Fauna der marginalen Habitate
- Taxaliste der Phasen A, B und C (B1+B2+B3): globale Fauna (Referenzfauna der Messstelle)

Der IBG-Gleichwert kann theoretisch ganzzahlige Werte zwischen 1 und 20 annehmen. Höhere Werte repräsentieren bessere ökologische Bedingungen. Die Bestimmung des Indexwertes einer Messstelle erfolgt über eine standardisierte Kreuztabelle, aus welcher der IBG-Gleichwert nach Ermittlung oben genannter Kenngrößen direkt abgelesen werden kann. Über Gewässertypspezifische Referenzwerte erfolgt die Berechnung eines ökologischen Qualitätsquotienten, welcher für die Einstufung des ökologischen Zustands anhand der Makrozoobenthosbesiedlung an der Messstelle genutzt wird.

Nach dieser Übergangsbewertung werden im nächsten Bewirtschaftungszyklus ab 2015 die Verfahren *XP T90-388 Juin 2010 : Qualité de l'eau - Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau* und *XP T90-333 Septembre 2009: Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes* angewandt. Für die Berechnung des Indexes wird sich Luxemburg an die Entwicklungen in Frankreich angelehnt.

IPR: Indice Poissons Rivière (Fisch-Bewertungsverfahren)⁸¹

Die ökologische Zustandsbewertung anhand der Fischfauna erfolgt über die Verrechnung eines multimetrischen Index, der sich aus folgenden Einzelmetrics zusammensetzt:

- Gesamtartenzahl: Anzahl aller an der Messstelle gefangenen Fischarten. Generell geht die Artenzahl mit zunehmender anthropogener Belastung der Messstelle zurück.
- Anzahl rheophiler Arten: Anzahl der strömungsliebenden Fischarten. Aufstau und Potamalisierung an der Messstelle bewirkt eine Abnahme der rheophilen Arten.
- Anzahl lithophiler Arten: Anzahl der Fischarten, welche Steine oder Kiese als Laichsubstrate präferieren. Zunehmende Belastung, z. B. durch Verschlammung der Substrate, führt zu einer Abnahme der lithophilen Arten.
- Individuenzahl toleranter Arten: Individuenzahl von Fischarten, welche eine generelle Toleranz gegenüber menschlicher Störung zeigen. Deren Zahl nimmt zu mit erhöhtem Grad an Belastung.
- Individuenzahl invertivorer Arten: Individuenzahl von Fischarten, welche sich von benthischen Invertebraten ernähren. Als Zeiger des Zustands der Invertebratenbesiedlung nehmen die invertivoren Arten mit zunehmender Belastung ab.
- Individuenzahl omnivorer Arten: Individuenzahl von Fischarten, deren Ernährungsgrundlage unspezifisch ist. Menschliche Belastung wirkt sich negativ auf die Zusammensetzung der

⁸¹ ONMEA, AFNOR NF T90-344 : Indice poissons rivière, 2006

Nahrungsnetze aus und fördert omnivore Arten.

- Gesamtindividuenzahl: Gesamtzahl aller an der Messstelle gefangenen Fischindividuen. Generell ist die Gesamtindividuenzahl rückläufig mit zunehmender anthropogener Belastung.

Die Ergebnisse der Einzelmetrics werden durch Mittelwertbildung kombiniert und bestimmen den ökologischen Zustand mit Werten zwischen 0 (sehr guter Zustand) und +∞ (schlechter Zustand). Die Bewertung stützt sich auf eine Messstellen-spezifische Ableitung des Referenzzustands, das heißt anstelle eines Referenzwertes, der für die einzelnen Gewässertypen abgeleitet wurde, wird die Ausprägung ausgewählter Umweltparameter an der Messstelle zur Ableitung von naturnahen (unbelasteten) Metricwerten genutzt.

Typspezifische Bewertung und Klassengrenzen der biologischen Qualitätselemente

Die Referenzbedingungen und Klassengrenzen sind mit den für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten und Gewässerkategorien entwickelten Probenahmen und Bewertungsverfahren korreliert⁸².

In Luxemburg kommen die nachstehenden Werte zur Anwendung.

Tabelle 4-47: Klassengrenzen für den Fließgewässertyp VI der Qualitätskomponente Phytoplankton – Gesamtindex (Übertragung der Werte des LAWA-Typs 9.2)

Fließgewässertyp VI	Phytoplankton - PhytoFluss				
	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Gesamtindex	0,5 - 1,5	1,51 - 2,5	2,51 - 3,5	3,51 - 4,5	>4,5

Je nach Gewässertyp geht eine unterschiedliche Anzahl und Kombination von Kenngrößen in die Bestimmung des ökologischen Zustands ein (Tabelle 4-47). Allen Kenngrößen wird das Saisonmittel zu Grunde gelegt, welches aus mindestens je 6 Einzeluntersuchungsterminen im Zeitraum April bis einschließlich Oktober gebildet wird.

Tabelle 4-48: Indexwerte und Zustandsklassen zur Herleitung der ökologischen Qualitätsverhältnisse (EQR) der Qualitätskomponente Phytoplankton für den See - Subtyp 9

Seetyp 9 für HMWB	Phytoplankton - PhytoSee ⁸³				
	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Gesamtindex (PSI) – EQR	0,5 - 1,5	1,51 - 2,5	2,51 - 3,5	3,51 - 4,5	4,5 - 5,5

In Tabelle 4-48 sind die Bereiche der Index-Werte des deutschen Phyto-See-Index aufgelistet, die den fünf Zustandsklassen nach der WRRL und den normierten ökologischen Qualitätsverhältnissen (EQR) gleichzusetzen sind.

⁸² Steckbriefe der Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg – Begleittext, Tanja Pottgiesser, Sebastian Birk, 2014

⁸³ Handbuch Phyto-See-Index: Mischke U., Riedmüller U., Hoehn E., Nixdorf B., Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen, Entwurf, Stand 20.12.2013

Tabelle 4-49: Typspezifische Klassengrenzen der Teilkomponente Makrophyten (IBMR)

Gewässertyp	IBMR				
	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Typ I	20-11,95	11,94-10,61	10,60-7,07	7,06-3,54	<3,54
Typ II	20-11,95	11,94-10,61	10,60-7,07	7,06-3,54	<3,54
Typ III	20-11,09	11,08-9,84	9,83-6,56	6,55-3,28	<3,28
Typ IV	20-10,53	10,52-9,35	9,34-6,23	6,22-3,12	<3,12
Typ V	20-9,59	9,58-8,51	8,50-5,67	5,66-2,84	<2,84
Typ VI	20-8,78	8,77-7,79	7,78-5,19	5,18-2,560	<2,60

Die Referenzwerte der Makrophyten-Bewertung gemäß IBMR wurden wie folgt definiert: Typ I und II auf Basis der Interkalibrierung (Birk & Willby 2011)⁸⁴; Typ III als „low-alkalinity, medium-sized, mesotrophic, flowing river“ nach Lorriot et al. (2012)⁸⁵; Typ IV als Interkalibrierungstyp R-C6 nach Gérard Schmidt (Centre de Recherche Public Gabriel Lippmann, Belvaux, persönliche Mitteilung); Typ V als „high-alkalinity, medium-sized, mesotrophic, flowing river“ nach Lorriot et al. (2012); Typ VI als „large to medium, meso-eutrophic, slow-flowing river with settled banks“ nach Lorriot et al. (2012). Die ökologischen Zustandsklassen basieren auf den, im Kommissionsentscheid zur Interkalibrierung festgelegten, biologischen Grenzwerten⁸⁶, welche hier für alle Typen übernommen wurden. Die Definition der Grenzwerte „mäßig-unbefriedigend“ und „unbefriedigend-schlecht“ erfolgte durch eine äquidistante Aufteilung des verbliebenen biologischen Qualitätsgradienten (Tabelle 4-49).

Tabelle 4-50: Klassengrenzen der Teilkomponente Diatomeen (IPS)

Gewässertyp	IPS				
	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Alle Typen	20 - 15,7	15,6 - 12,2	12,1 - 8,2	8,1 - 4,1	4,0 - 0,1

Typspezifische Klassengrenzen des IPS für Luxemburg liegen aktuell noch nicht vor, sollen jedoch in Zukunft erstellt werden.

Tabelle 4-51: Typspezifische Klassengrenzen des Qualitätselements Makrozoobenthos (IBG-DCE)

Gewässertyp	IBG-DCE				
	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Typ I	20 - 17	16 - 13	12 - 9	8 - 5	4 - 1
Typ II	20 - 17	16 - 13	12 - 9	8 - 5	4 - 1
Typ III	20 - 17	16 - 13	12 - 9	8 - 5	4 - 1
Typ IV	20 - 16	15 - 12	11 - 8	7 - 4	3 - 1
Typ V	20 - 16	15 - 12	11 - 8	7 - 4	3 - 1
Typ VI	20 - 16	15 - 12	11 - 8	7 - 4	3 - 1

Die ökologischen Zustandsklassen des IBG-Gleichwertes (Tabelle 4-51) basieren auf den im

⁸⁴ CBriVIG Intercalibration Exercise "Macrophytes" – WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 6 report, Joint Research Institute Ispra (Italy), Birk S. & Willby N., 2011

⁸⁵ Loriot S., Chauvin C. & Feret T., Characterisation of the reference macrophyte communities in French watercourses, Presentation at the International Symposium on Aquatic Plants, 27-31 August 2012 Poznan (Poland), 2012

⁸⁶ Beschluss 2013/480/EU der Kommission vom 20. September 2013 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung der Entscheidung 2008/915/EG

Kommissionsentscheid zur Interkalibrierung festgelegten biologischen Grenzwerten⁸⁷. Die Definition der Grenzwerte „mäßig-unbefriedigend“ und „unbefriedigend-schlecht“ erfolgte durch eine äquidistante Aufteilung des verbliebenen biologischen Qualitätsgradienten.

Tabelle 4-52: Klassengrenzen des Qualitätselements Fische (IPR)

Gewässertyp	IPR				
	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Alle Typen	< 5	5 - 16	> 16 - 25	> 25 - 36	> 36

Die typenspezifischen ökologischen Zustandsklassen sind ONEMA (2006)⁸⁸ entnommen worden. Die Referenz für Luxemburg wurde im Laufe der ersten Interkalibrierungsphase angepasst (Tabelle 4-52). Typspezifische Klassengrenzen des IPR für Luxemburg liegen aktuell noch nicht vor.

4.5.1.2 Typspezifische Bewertung und Klassengrenzen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten

Die physikalisch-chemische Qualität wird zum einen durch allgemeine physikalisch-chemische Parameter, wie z. B. die Trübung, die Temperatur, den Sauerstoffgehalt oder die Nährstoffverhältnisse, und zum anderen durch die Konzentration der spezifischen synthetischen und nicht synthetischen Schadstoffe (Anhang VIII der WRRL) bestimmt. Gemäß der WRRL müssen die spezifischen Schadstoffe in einem Wasserkörper überwacht werden, wenn sie dort in signifikanten Mengen eingeleitet werden. Die mengenmäßige Bewertung dieser flussgebietspezifischen Schadstoffe erfolgt anhand von Umweltqualitätsnormen, die auf Ebene der Mitgliedstaaten festgelegt werden. In Luxemburg sind die Umweltqualitätsnormen für den sehr guten und den guten Zustand für die flussgebietspezifischen Schadstoffe ebenso wie die Grenzwerte für die allgemein physikalisch-chemischen Parameter in der großherzoglichen Verordnung vom 30. Dezember 2010 über die Bewertung des Zustandes der Oberflächengewässer festgelegt⁸⁹. Im Rahmen der Ausarbeitung der Bestandsaufnahme wurden die Grenzwerte für die allgemein physikalisch-chemischen Parameter typspezifisch angepasst, sodass die großherzogliche Verordnung zeitnah an diese angepasst werden muss.

Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

Wenn die biologischen Qualitätskomponenten für ein Gewässer die Erreichung des guten Zustands anzeigen, ist zu prüfen, ob auch die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten den Referenzbedingungen mit geringen anthropogenen Abweichungen entsprechen. Den allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten kommt somit eine unterstützende Bedeutung bei der Bewertung des ökologischen Zustandes bzw. Potenzials zu. Sie sind von besonderer biozönotischer Bedeutung und können zur Interpretation der biologischen Befunde herangezogen werden.

Sie dienen:

- der Ergänzung und Unterstützung der Interpretation der Ergebnisse für die biologischen Qualitätskomponenten;

⁸⁷ Beschluss 2013/480/EU der Kommission vom 20. September 2013 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung der Entscheidung 2008/915/EG

⁸⁸ Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA), L'indice poissons rivière (IPR), 2006

⁸⁹ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

- als Beitrag zur Ursachenklärung im Falle „mäßigen“ oder schlechteren ökologischen Zustands/Potenzials;
- der Maßnahmenplanung in Zusammenhang mit den biologischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten und
- der späteren Erfolgskontrolle.

Gemäß WRRL sind die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten typspezifisch für den sehr guten, guten und mäßigen Zustand festzulegen. Für Luxemburg wurden die Werte der deutschen Fließgewässertypen übernommen⁹⁰ und auf die luxemburgischen Fließgewässertypen übertragen⁹¹. Grundsätzlich wird dabei wie in Deutschland⁹² zwischen:

- Hintergrundwerten, die den Übergang vom „sehr guten“ zum „guten“ Zustand bzw. vom „höchsten“ zum „guten“ ökologischen Potential definieren, und
- Orientierungswerten, die den Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ Zustand bzw. Potenzial definieren,

unterschieden.

Für die deutschen LAWA-Fließgewässertypen sind in der Oberflächengewässerverordnung (OGewO 2011)⁹³ die Hintergrundwerte und in den so genannten RaKon-Papieren (RaKon 2014)⁹⁴ die Orientierungswerte zusammengestellt worden.

Die Hintergrund- und Orientierungswerte wurden für Luxemburg wie in den Tabellen 4-53, 4-54 und 4-55 dargestellt, festgelegt.

⁹⁰ RaKon Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL, Stand 19.02.2014

⁹¹ Steckbriefe der Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg – Begleittext, Tanja Pottgiesser, Sebastian Birk, 2014

⁹² Dieses Vorgehen ist auch vergleichbar der französischen Vorgehensweise, bei der zur Bewertung der allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten Ober- und Untergrenzen für den guten Zustand angegeben worden sind.

⁹³ Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429)

⁹⁴ RaKon Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL, Stand 19.02.2014

Tabelle 4-53: Hintergrundwerte für allgemeine physikalisch-chemische Komponenten (gemäß OGeW 2011)

Kenngroße	Temp / Delta Temp.	Sauerstoff	BSB ₅ (ungehemmt)	TOC	Chlorid	SO ₄	pH	o-PO ₄ -P	Pges	NH ₄ -N	NO ₃
Einheit	°C	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
		Minimum	MW/Jahr	MW/Jahr t	MW/Jahr		Minimum-Maximum	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	Mittelwert
Typ											
I, II, III, IV, V	Siehe Tabelle 4-55	>9	2	5	50	k. A.	k. A.	0,02	0,05	0,04	10
VI		>8	3	5	50	k. A.	k. A.	0,02	0,05	0,04	10

Tabelle 4-54: Orientierungswerte für allgemeine physikalisch-chemische Komponenten (gemäß RaKon 2014)

Kenngroße	Twa	Sauerstoff	BSB 5 (ungehemmt)	TOC	Chlorid	SO ₄	pH	o-PO ₄ -P	Pges	NH ₄ -N	NH ₃ -N	NO ₂ -N	NO ₃
Einheit	°C	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L
	Max/Jahr	Min/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	Min/Jahr-Max/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr
		Untere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle		Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle
Typ													
I, II, III	Siehe Tabelle 4-55	8	3	7	200	In Bearb.	In Bearb.	0,07	0,10	0,1	1	30	25
IV, V		7	3	7	200	In Bearb.	7,0-8,5	0,07	0,10	0,1	2	50	25
VI		7	6	7	200	In Bearb.	7,0-8,5	0,07	0,10	0,1	2	50	25

MW = Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten

Max/Jahr = Maximalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmaximalwerten

Min/Jahr = Minimalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresminimalwerten

Tabelle 4-55: Zuordnung von Hintergrund- und Orientierungswerten für Temperatur und Delta Temperatur (RaKon 2007) zu den luxemburgischen Fließgewässertypen sowie zu den Ausprägungen der Fischgemeinschaften

Typ	Ausprägung der Fischgemeinschaft				
	ff/tempff	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	EP
Typ I		x	x		
Typ II		x	x		
Typ III			x	x	
Typ IV	x	x	x	x	
Typ V			x	x	x
Typ VI					x
Hintergrundwerte Temp. [°C]	< 18	< 18	< 18	< 18	< 20
Delta Temp. [K]	0	0	0	0	0
Orientierungswerte Temp. [°C]	< 20	< 20	< 20	< 21,5	< 25
Delta Temp. [K]	1,5	1,5	1,5	1,5	3

Anmerkungen zur Tabelle 4-55:

- ff/tempff: Gewässer sind fischfrei oder temporär fischfrei
Im letzteren Fall werden sie oft durch einzelne Arten (z. B. Bachforelle) in wenigen Größenklassen und nur zeitweise besiedelt.
- Sa-ER: Salmonidengeprägte Gewässer des Epirhithrals
Umfasst die Oberläufe kleinerer Fließgewässer. In der Regel ist die Bachforelle allein oder zusammen mit der Mühlkoppe dominierend, oft auch die einzige (Leit)art. Darüber hinaus können weitere Arten (z. B. Elritze, Schmerle, teilweise Bachneunauge) auftreten. In Gewässern mit geringem Gefälle (v. a. Tiefland) kann neben Bachforelle und -neunauge der Dreistachlige Stichling an Bedeutung gewinnen (regionalspezifisch: Meerforelle, Neunstachliger Stichling, u. a.).
- Sa-MR: Salmonidengeprägte Gewässer des Metarhithrals
In den meisten Fällen sind Bachforelle und je nach vorherrschendem Sediment Mühlkoppe dominierende Arten. Zudem können verschiedene Arten des Rhithrals (z. B. Bachneunauge, Schmerle; insbesondere auch Äsche und diverse rheophile Arten) mehr oder weniger stark hervor treten.
- Sa-HR: Salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals
Arten, wie die Äsche und teilweise die Elritze, prägen oft die Gemeinschaften dieser Gewässer (die Äsche fehlt aber in einigen Regionen). Diverse Cypriniden treten regelmäßig auf. Bachforelle und je nach vorherrschendem Sediment Mühlkoppe kommen in der Regel als Leitarten vor.
- EP: Gewässer des Epipotamals
Im Allgemeinen mittlere bis größere Gewässer, deren Fischgemeinschaften weitgehend durch Barbe, Nase, Döbel, usw. geprägt sind. Teilweise kommen Arten, wie z. B. Äsche und Elritze, außerhalb des Donaueinzugsgebietes auch der Aal, auf Leitartenniveau vor. Zudem können in natürlicherweise stillwasserbeeinflussten Bereichen diverse limnophile Arten und Auenarten hervortreten.

Die Nichteinhaltung der Orientierungswerte ist ein Hinweis auf mögliche ökologisch wirksame Defizite. Zeigen die biologischen Qualitätskomponenten einen sehr guten oder guten Zustand an, führt eine Überschreitung der Orientierungswerte dann zu einer Abstufung, wenn die biologische Bewertung für diese Stelle unsicher ist (CIS-Leitlinie). Die biologische Auswertung wurde als unsicher betrachtet

wenn:

- die Resultate der Parameter Makroinvertebraten und aquatische Flora um mindestens eine Klasse auseinanderlagen, ohne dass diese Abweichung direkt durch eine Belastung zu erklären wäre;
- weniger als zwei Resultate für Makroinvertebraten und die aquatische Flora für den Monitoringzyklus 2007-2014 vorlagen;
- mindestens zwei Resultate für eine dieser biologischen Qualitätskomponenten vorlagen und deren Bewertungen um mindestens eine Klasse abwichen, ohne dass diese Abweichung direkt durch eine Belastung zu erklären wäre;
- für Makroinvertebraten und die aquatische Flora der gute Zustand erreicht wurde und keine Resultate für Fische vorlagen.

Andererseits können die Orientierungswerte auch angepasst werden, wenn von gesicherten biologischen Ergebnissen auszugehen ist oder die gemessenen Werte sehr nah am Grenzwert liegen.

Flussgebietsspezifische Schadstoffe

Die Liste mit den flussgebietsspezifischen Schadstoffen sowie deren Qualitätsziele für den sehr guten bzw. den guten Zustand sind in der großherzoglichen Verordnung vom 30. Dezember 2010 festgehalten⁹⁵. Die Umweltqualitätsziele wurden mittels einer Analyse der bestehenden Richtlinien festgelegt. Bei unterschiedlichen Gesetzesvorgaben wurden stets die strengsten Qualitätsziele zurückbehalten⁹⁶.

Gemäß den Vorgaben dieser Verordnung ist der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial eines Oberflächenwasserkörpers im besten Fall als mäßig zu bewerten, wenn für einen der dort aufgelisteten Schadstoffe die vorgeschriebenen Umweltqualitätsnormen nicht eingehalten wird.

Tabelle 4-56: Übersicht der Qualitätsziele für die flussgebietsspezifischen Schadstoffe

Substanz	CAS Nummer	Qualitätsziel	
		Sehr guter Zustand (Jahresmittelwert µg/L)	Guter Zustand (Jahresmittelwert µg/L)
1,1,1-Trichloroethan	71-55-6	5	10
1,1,2,2-Tétrachloroethan	79-34-5	5	10
1,1,2-Trichloroethan	79-00-5	5	10
1,1-Dichloroethan	75-34-3	5	10
1,1-Dichloroethylen	75-35-4	5	10
1,4-Dichlorobenzol	106-46-7	5	10
2,3,4-Trichlorophenol	15950-66-0	0,05	0,1
2,3,5-Trichlorophenol	933-78-8	0,05	0,1
2,3,6-Trichlorophenol	933-75-5	0,05	0,1
2,3-Dichloroanilin	608-27-5	0,5	1
2,4,5-Trichlorophenol	95-95-4	0,05	0,1
2,4,6-Trichlorophenol	88-06-2	0,05	0,1

⁹⁵ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

⁹⁶ Compendium sur les normes de qualité environnementale relatives aux paramètres chimiques des eaux de surface, Jerry Hoffmann, Administration de la gestion de l'eau, 2009

Substanz	CAS Nummer	Qualitätsziel	
		Sehr guter Zustand (Jahresmittelwert µg/L)	Guter Zustand (Jahresmittelwert µg/L)
2,4-Dichloroanilin	554-00-7	0,5	1
2,5-Dichloroanilin	95-82-9	0,5	1
2,6-Dichloroanilin	608-31-1	0,5	1
3,4,5-Trichlorophenol	609-19-8	0,05	0,1
3,4-Dichloroanilin	95-76-1	0,5	1
3,5-Dichloroanilin	626-43-7	0,5	1
4-Chloro-2-nitroanilin	89-63-4	1,5	3
4-Chloroaniline	106-47-8	0,025	0,05
Aluminium	7429-90-5	100	200
Arsen und Arsenverbindungen	7440-38-2	5	10
Atrazine-desethyl	6190-65-4	0,1	0,2
Azinphos-methyl	86-50-0	0,0005	0,0001
Bentazon	25057-89-0	0,05	0,1
Ethylbenzol	100-41-4	1	2
Biphenyl	92-52-4	0,5	1
Chlordan ⁹⁷	57-54-9	0,001	0,002
Chlortoluron	15545-48-9	0,2	0,4
Chrom	7440-47-3	9	18
Cobalt	7440-48-4	1,5	3,1
Kupfer	7440-50-8	5	10
Dichlorvos	62-73-7	0,0003	0,0006
Fenitrothion	122-14-5	0,0005	0,001
Fenthion	55-38-9	0,002	0,004
Eisen	7439-89-6	100	200
Manganes	7439-96-5	25	50
Metazachlor	67129-08-2	0,05	0,1
Metolachlor	51218-45-2	0,05	0,1
Ethyl-Parathion	56-38-2	0,0001	0,0002
Parathion-methyl	298-00-0	0,005	0,01
PCB-28	7012-37-5	0,00005	0,0001
PCB-52	35693-99-3	0,00005	0,0001
PCB-101	37680-73-2	0,00005	0,0001
PCB-118	31508-00-6	0,00005	0,0001
PCB-138	35065-28-2	0,00005	0,0001
PCB-153	35065-27-1	0,00005	0,0001
PCB-180	35065-29-3	0,00005	0,0001
Tributylphosphat	126-73-8	0,05	0,1
Selenium	7782-49-2	1,5	2,9
Toluol	108-88-3	1	2
Trichlorfon	52-68-6	0,0005	0,001

⁹⁷ Les valeurs de la NQE et de l'objectif de qualité se rapportent à la somme des isomères cis-chlordane (CAS 5103-71-9 et trans-chlordane (CAS 5103-74-2)

Substanz	CAS Nummer	Qualitätsziel	
		Sehr guter Zustand (Jahresmittelwert µg/L)	Guter Zustand (Jahresmittelwert µg/L)
Xylen meta + para	1330-20-7	1	2
Zinc	7440-66-6	3,6	7,2

Aus der Liste in Anhang I aus der großherzoglichen Verordnung vom 28. Februar 2003⁹⁸ wurden die flussgebietspezifischen Stoffe zurückbehalten die immer noch relevant sind. Zusätzlich wurde die Liste durch einige Stoffe ergänzt. Diese Liste wird in den nächsten Jahren überprüft und ggf. angepasst werden.

4.5.1.3 Hydromorphologische Qualitätskomponenten

Die WRRL zählt in Anhang V Nummer 1.1.1 abschließend auf, was zu den hydromorphologischen Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands der Fließgewässer gehört:

- Abfluss und Abflusssdynamik (Wasserhaushalt)
- Verbindung zu Grundwasserkörpern (Wasserhaushalt)
- Durchgängigkeit
- Tiefen- und Breitenvariation (Morphologie)
- Struktur und Substrat des Fließgewässerbettes (Morphologie)
- Struktur der Uferzone (Morphologie)

Beim sehr guten ökologischen Zustand ist neben der sehr guten Bewertung von biologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten auch eine sehr gute hydromorphologische Bewertung verlangt. Im Falle des guten ökologischen Zustandes erfolgt die Bewertung lediglich über den guten Zustand biologischer und physikalisch-chemischer Qualitätskomponenten. Die Hydromorphologie der Gewässer ist hierbei nur unterstützend beteiligt.

Die Festlegung des hydromorphologischen Zustandes basiert auf der Kartierung und der Bewertung der Strukturgröße von Fließgewässern in Luxemburg. Die Strukturgrößenkartierung erfolgte nach der LANUV Kartieranleitung für kleine bis große Fließgewässer⁹⁹. Bei diesem Verfahren werden räumliche und materielle Differenzierungen der Sohle, der Ufer und des Gewässerumlandes erfasst, die hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam sind und für die ökologische Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind.

Die Erfassung der Gewässerstruktur erfolgt anhand von 31 Einzelparametern, die 6 Hauptparametern (HP) bzw. 3 Gewässerbereichen zugeordnet sind und die für jeden Kartierabschnitt vor Ort aufgenommen werden. Die Bewertung der Gewässerstruktur basiert auf dieser objektiven und jederzeit nachvollziehbaren Erfassung der Einzelparameter. Die Bewertung der Kartierabschnitte erfolgt mittels sieben Strukturklassen. Die Klasse 1 stellt dabei einen Gewässerzustand dar, der keine oder allenfalls sehr geringe Beeinträchtigungen hinsichtlich der natürlichen Struktur und Dynamik aufweist. Kartierabschnitte, die mit der Klasse 7 bewertet werden, sind vollständig anthropogen überprägt und weisen keinerlei gewässerökologische Wertstrukturen auf (z. B. vollständig ufer- und sohlenverbaute Abschnitte in Siedlungslage).

⁹⁸ Règlement grand-ducal du 28 février 2003 arrêtant un programme de mesures visant à réduire la pollution des eaux superficielles par certaines substances dangereuses

⁹⁹ Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer, LANUV-Arbeitsblatt 18, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2012

Tabelle 4-57: Indexspannen der siebenstufigen Strukturgüte-Bewertung (LANUV-NRW 2012)

Strukturklasse	Indexspanne	Grad der Veränderung	Farbige Kartendarstellung
1	1,0 -1,7	Unverändert	Dunkelblau
2	1,8 - 2,6	Gering verändert	Hellblau
3	2,7 - 3,5	Mäßig verändert	Grün
4	3,6 - 4,4	Deutlich verändert	Hellgrün
5	4,5 - 5,3	Stark verändert	Gelb
6	5,4 - 6,2	Sehr stark verändert	Orange
7	6,3 - 7,0	Vollständig verändert	Rot

Für eine fünfstufige Bewertung, z. B. für eine vergleichbare Darstellung gemäß WRRL, wird nachstehende Zuordnungsvorschrift verwendet.

Tabelle 4-58: Indexspannen der fünfstufigen Strukturgüte-Bewertung (LANUV-NRW 2012)

Strukturklasse	Indexspanne	Farbige Kartendarstellung
1	1,0 -2,2	Dunkelblau
2	> 2,2 - 3,4	Grün
3	> 3,4 - 4,6	Gelb
4	> 4,6 - 5,8	Orange
5	> 5,8	Rot

Die Strukturgütekartierung der luxemburgischen Oberflächenwasserkörper wurde in den Jahren 2013-2014 durchgeführt¹⁰⁰. Als Grundlage hierfür dienten die alten Oberflächenwasserkörper¹⁰¹. Die Gesamtlänge aller 11.182 kartierten Abschnitte beträgt 1.215 km. In der Regel wurde, aufgrund der Gewässerbreite, eine Kartierabschnittslänge von 100m gewählt. Da bei großen Gewässern diese Abschnittslänge zu einer Verzerrung der Bewertungsergebnisse führen würde, wurde für die Mosel (OWK I-1) eine Abschnittslänge von 1000 m und für die Sauer (alter OWK II-1 und alter OWK III-1.1) eine Abschnittslänge von 500 m gewählt. Kartierabschnitte an den Enden von Gewässern können abweichende Längen aufweisen (Reststücke).

Anhand der Ergebnisse der Gewässergütekartierung kann man eine deutliche anthropogene Veränderung der luxemburgischen Gewässer feststellen. So sind 23,3 % der kartierten Gewässerabschnitte vollständig oder sehr stark verändert und 58,6 % stark oder deutlich verändert. Somit weisen nur 16 % der Gewässerabschnitte die Strukturklasse 3 oder besser, das heißt mäßig verändert, gering verändert bzw. unverändert, auf.

Tabelle 4-59: Anteile (%) der Strukturklassen je Hauptparameter bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet

Strukturklasse	HP-1 Laufentwicklung	HP-2 Längsprofil	HP-3 Sohlenstruktur	HP-4 Querprofil	HP-5 Uferstruktur	HP-6 Gewässerumfeld
Nicht bewertet	2,1	2,1	4,4	2,1	2,1	2,1
1	0,4	1,5	4,9	0,9	1,3	5,3

¹⁰⁰ Organisation und Durchführung der Strukturkartierung des Luxemburgischen Gewässernetzes für die Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 10 km², Abschlussbericht, Planungsbüro Zumbroich, 2014

¹⁰¹ http://www.eau.public.lu/actualites/2009/12/plan_de_gestion/index.html

Strukturklasse	HP-1 Laufentwicklung	HP-2 Längsprofil	HP-3 Sohlenstruktur	HP-4 Querprofil	HP-5 Uferstruktur	HP-6 Gewässerumfeld
2	4,0	6,8	13,9	12,6	7,4	5,4
3	10,7	21,4	22,5	29,0	13,7	4,5
4	17,0	27,8	16,5	21,9	18,5	8,2
5	26,2	19,0	23,1	14,8	20,7	20,1
6	25,2	10,8	7,7	8,4	18,9	43,5
7	14,3	10,6	7,1	10,3	17,4	10,8

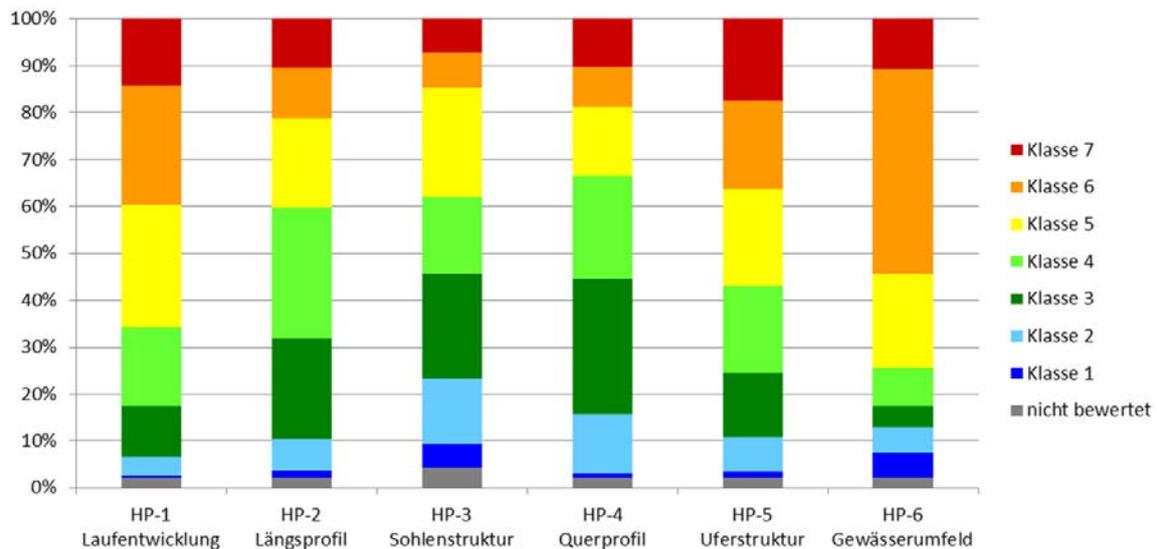


Abbildung 4-3: Anteile (%) der Strukturklassen je Hauptparameter bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet

Zudem weist der Bereich „Land bzw. Umfeld“ (HP-6) deutlich schlechtere Bewertungen auf als die Bereiche „Sohle“ (HP-1, HP-2 und HP-3) und „Ufer“ (HP-4 und HP-5).

Tabelle 4-60: Anteile (%) der Strukturklassen je Bewertungsbereich bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet

Strukturklasse	Gesamtbewertung	Sohle	Ufer	Umfeld
Nicht bewertet	2,1	2,1	2,1	2,1
1	0,3	2,4	0,5	1,2
2	3,1	4,9	6,8	3,1
3	12,6	17,1	17,6	2,8
4	24,2	26,4	13,8	6,0
5	34,4	26,5	32,7	17,8
6	14,0	10,2	14,3	51,7
7	9,3	10,3	12,1	15,3

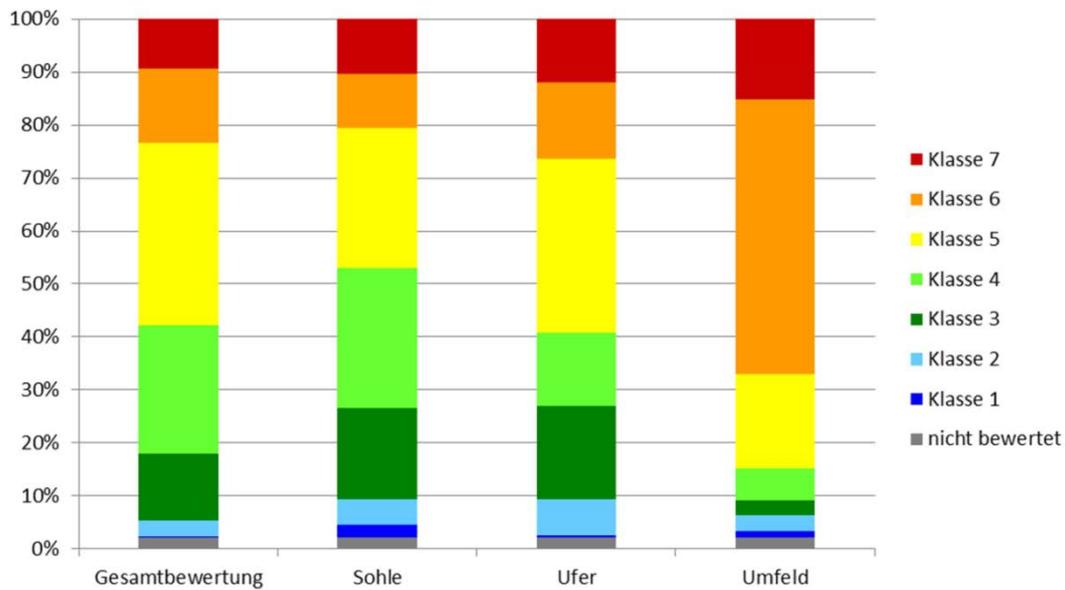


Abbildung 4-4: Anteile (%) der Strukturklassen je Bewertungsbereich bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet

Da im Rahmen der Überarbeitung der Ausweisung der Oberflächenwasserkörper (siehe Kapitel 4.2.1 Ausweisung von natürlichen Oberflächenwasserkörpern) zwei ganz neue Oberflächenwasserkörper (OWK VI-4.1.1.c und OWK VI-4.1.3.b) ausgewiesen wurden, wurde Anfang 2014 für diese zwei Oberflächenwasserkörper eine separate Strukturgütekartierung durchgeführt. Für beide Oberflächenwasserkörper wurde eine Kartierabschnittslänge von 100m gewählt.

Die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung (7-stufige Bewertung), bezogen auf die neuen Oberflächenwasserkörper, sind in der Karte 4.4 im Anhang 1 dargestellt. Die Gewässerstrukturgütekartierung (5-stufige Bewertung), ebenfalls bezogen auf die neuen Oberflächenwasserkörper, sind in der Karte 4.5 im Anhang 1 dargestellt.

Tabelle 4-61: Gewässerstrukturgüte der luxemburgischen Oberflächengewässer von 2009

Gebiet	OWK (alt)	OWK (neu)	Anzahl der Kartierabschnitte	Gesamtlänge (km)	Gewässerstrukturgüte (Gesamtbewertung) - Anteile (%) der Strukturklassen je OWK							
					OWK							
					keine Bewertung	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5	Klasse 6	Klasse 7
Mosel	I-1	I-1	38	37,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	71,4	28,6
	I-2.1	I-2.1	77	7,7	1,3	2,6	3,9	18,2	10,4	39,0	6,5	18,2
	I-2.2	I-2.2	105	10,5	9,5	0,9	10,4	15,2	12,3	30,3	18,2	3,1
	I-2.3	I-2.3	97	9,8	7,2	0,0	0,0	9,4	21,5	42,0	14,8	5,1
	I-3.1	I-3.1	273	27,3	8,1	0,0	0,0	6,2	28,3	41,3	9,9	6,2
	I-3.2.1	I-3.2	93	9,3	51,8	0,0	0,0	0,0	6,5	34,2	3,2	4,3
	I-3.2.2	I-3.2	68	6,7	8,3	0,0	0,0	30,8	7,4	47,5	5,9	0,0
	I-3.3	I-3.3	60	6,0	11,7	0,0	0,0	0,0	6,7	60,2	18,1	3,3
	I-3.4	I-3.4	39	4,0	8,4	0,0	0,0	0,0	4,9	42,0	14,4	30,2
	I-4.1	I-4.1	99	9,9	5,0	0,0	0,0	5,0	26,4	51,4	6,0	6,1
	I-4.2.1	I-4.2.1	94	9,4	5,2	0,0	0,0	10,7	35,2	39,4	4,3	5,3
	I-4.2.2	I-4.2.2	88	8,8	10,3	0,0	0,0	5,7	42,2	30,4	6,8	4,6
	I-5.1	I-5.1	101	10,2	5,8	2,0	2,0	18,3	40,4	22,8	1,0	7,9
	I-5.2	I-5.2	59	5,9	2,8	1,7	13,6	15,3	22,2	34,1	6,8	3,4
	I-6.1	I-6	126	12,6	0,0	0,0	0,0	11,1	31,0	23,8	21,4	12,7
	I-6.2	I-6.2	49	4,9	0,0	0,0	0,0	28,6	34,6	34,7	2,0	0,0
	I-6.3	I-6	78	7,7	0,0	0,0	0,0	19,4	42,6	25,2	2,6	10,3
Untere Sauer	II-1	II-1.a, II-1.b	88	44,0	0,0	0,0	0,0	5,7	13,6	45,5	29,5	5,7
	II-2.1	II-1.b	63	6,3	2,6	0,0	3,2	44,7	11,2	27,2	0,0	11,2
	II-2.2	II-2.2	63	6,3	4,2	0,0	3,2	23,9	17,6	27,1	19,2	4,8
	II-2.3	II-2.3	67	6,6	0,0	0,0	4,5	12,1	14,4	48,4	10,6	10,0
	II-3	II-3	108	10,7	0,9	0,0	13,0	10,2	36,0	18,6	2,6	18,6
	II-4.1.1	II-4	179	17,9	0,6	0,0	0,0	10,6	35,2	48,6	3,9	1,1
	II-4.1.2	II-4.1.2	65	6,5	0,0	0,0	6,2	26,2	41,5	24,6	1,5	0,0
	II-4.1.3	II-4.1.3	58	5,8	2,4	0,0	0,0	65,1	20,5	3,4	6,9	1,7
	II-4.2	II-4	73	7,3	1,1	0,0	0,0	1,4	6,9	67,2	11,0	12,4
	II-5.1	II-5	94	9,4	0,0	0,0	0,0	8,5	21,3	47,9	4,3	18,1
II-5.2	II-5	202	20,2	0,0	0,0	0,0	0,0	5,3	84,8	6,9	3,0	

Obere Sauer	III-1.1	III-1.1.a, III-1.1.b	72	35,9	0,0	0,0	4,2	16,7	23,4	41,8	13,9	0,0
	III-1.2.1	III-1.2.1.a, III-1.2.1.b	202	20,2	0,0	0,0	2,5	25,3	47,1	18,8	4,4	2,0
	III-1.2.2	III-1.2.2.a, III-1.2.2.b	93	9,2	0,0	0,0	2,2	37,9	41,9	15,8	2,2	0,0
	III-1.2.3	III-1.2.3	76	7,6	0,0	0,0	1,3	35,8	38,0	13,1	10,5	1,3
	III-1.3	III-1.3	62	6,2	3,2	0,0	6,5	12,9	27,4	25,8	19,4	4,8
	III-1.4	III-1.4	80	8,0	0,0	0,0	3,8	38,9	51,5	4,5	1,3	0,0
	III-2.1.1	III-2.1.1	131	13,1	0,0	0,0	1,5	12,2	45,8	32,8	7,6	0,0
	III-2.1.2	III-2.1.2	99	9,8	0,0	0,0	0,0	5,1	24,0	55,6	13,2	2,0
	III-2.2.1	III-2.2.1	284	28,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,4	52,5	46,5
	III-2.2.2	III-2.2.2	49	4,9	0,0	0,0	6,1	14,3	24,5	40,8	10,2	4,1
	III-2.2.3	III-2.2.3	85	8,5	0,0	0,0	1,2	4,7	27,1	48,2	15,3	3,5
	III-2.2.4	III-2.2.4	94	9,4	0,0	0,0	2,1	13,7	39,5	35,1	9,6	0,0
	III-3	III-3.a, III-3.b	201	20,1	0,5	0,0	1,0	14,9	50,2	23,9	3,0	6,5
	III-4.1	III-4	74	7,4	0,0	0,0	0,0	8,2	31,3	53,8	6,8	0,0
	III-4.2	III-4	48	4,8	0,0	0,0	0,0	6,4	18,7	68,6	6,2	0,0
III-4.3	III-4	74	7,4	2,7	0,0	4,0	17,5	16,2	45,0	5,1	9,4	
Wiltz	IV-1.1	IV-1.1.a, IV-1.1.b	120	12,0	0,0	0,0	5,8	34,2	41,7	15,0	3,3	0,0
	IV-1.2	IV-3.1.b	89	8,9	0,0	0,0	3,4	16,9	41,6	32,6	5,6	0,0
	IV-2.1	IV-2.1	208	20,8	2,9	0,0	1,0	16,3	31,7	35,1	6,7	6,3
	IV-2.2.1	IV-2.2.1.a, IV-2.2.1.b	94	9,4	1,1	0,0	3,2	28,6	36,3	28,8	0,0	2,1
	IV-2.2.2	IV-2.2.2.a, IV-2.2.2.b	136	13,6	4,2	0,7	0,7	31,7	42,0	19,2	0,7	0,7
	IV-2.2.3	IV-2.2.3	109	10,9	8,3	0,0	2,8	20,3	23,9	35,5	0,9	8,3
	IV-2.3.1	IV-2.3	61	6,1	0,0	0,0	0,0	18,1	29,6	40,7	11,5	0,0
	IV-2.3.2	IV-2.3	11	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	45,4	54,6	0,0
	IV-3.1	IV-3.1.a, IV-3.1.b	404	40,5	7,0	0,0	0,0	14,2	36,8	29,9	6,9	5,2
	IV-3.2	IV-3.2.a, IV-3.2.b	106	10,6	2,8	0,0	0,0	16,0	53,8	22,7	0,9	3,8
	IV-3.3	IV-3.3	119	11,9	1,7	0,0	2,5	22,8	37,1	22,8	4,2	8,9
	IV-3.4	IV-3.4	104	10,4	7,4	0,0	1,9	13,4	26,9	32,7	3,8	13,8
	IV-3.5.1	IV-3.5.1	167	16,7	0,0	0,0	0,0	12,0	39,0	42,4	6,6	0,0
IV-3.5.2	IV-3.5.2	67	6,7	3,0	0,0	0,0	1,5	30,0	35,7	22,3	7,4	
Our	V-1.1	V-1.1	123	12,3	0,0	0,0	0,8	6,5	28,5	42,3	8,9	13,0
	V-1.2	V-1.2	87	8,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	34,5	65,5
	V-2.1	V-2.1	311	31,1	0,6	2,6	6,1	30,5	33,4	18,3	6,8	1,6
	V-2.2	V-2.2	67	6,7	10,4	0,0	0,0	32,9	35,9	12,0	7,4	1,5

	VI-1.1	VI-1.1.a, VI-1.1.b	172	17,2	0,0	0,0	0,0	3,5	16,9	48,3	15,7	15,7
	VI-1.2	VI-1.2	65	6,5	0,0	0,0	0,0	4,6	7,7	55,5	24,5	7,7
	VI-10.1	VI-10.1.a, VI-10.1.b	533	53,3	5,4	0,0	0,0	3,8	10,5	67,5	9,8	3,0
	VI-10.2	VI-10.1.a	21	2,1	19,4	0,0	0,0	0,0	39,0	33,0	8,6	0,0
	VI-10.3	VI-10.1.b	29	2,9	23,9	0,0	0,0	0,0	0,0	38,6	34,1	3,4
	VI-11	VI-11	157	15,7	0,0	0,0	17,2	26,8	33,8	19,1	1,9	1,3
	VI-12.1	VI-11	110	11,0	0,0	0,0	0,0	3,7	7,3	58,0	23,7	7,3
	VI-12.2	VI-12.2	87	8,7	14,9	0,0	6,9	17,2	20,7	18,4	17,2	4,6
	VI-12.3	VI-12.3	88	8,7	3,4	0,0	0,0	3,4	8,9	33,9	37,8	12,6
	VI-13.1.1	VI-13.1.1.a,	128	12,8	0,0	0,0	6,7	4,7	9,4	32,9	14,9	31,3
	VI-13.1.1.b											
	VI-13.1.2	VI-13.1.2	67	6,7	0,0	0,0	0,0	6,0	31,6	51,9	9,0	1,5
	VI-13.2	VI-13.2	78	7,8	0,0	0,0	0,0	8,9	10,2	38,3	29,7	12,8
	VI-2.1	VI-2.1	166	16,6	2,4	0,0	2,4	7,2	15,1	54,2	12,7	6,0
	VI-2.2	VI-2.1	45	4,5	13,1	0,0	0,0	4,5	24,5	15,6	22,3	20,1
	VI-3	VI-3	136	13,6	0,0	0,0	0,0	0,0	11,0	39,7	27,9	21,3
	VI-4.1.1	VI-4.1.1.a,	170	17,1	0,0	0,0	1,2	3,0	20,6	34,4	35,0	5,8
		VI-4.1.1.b, VI-4.1.1.c										
	VI-4.1.2	VI-4.1.2	88	8,9	3,4	0,0	0,0	21,5	32,2	28,2	5,7	9,0
	VI-4.1.3	VI-4.1.3.a, VI-4.1.3.b	137	13,7	0,0	0,0	0,0	0,7	14,6	53,3	20,5	10,9
Alzette	VI-4.1.4	VI-4.1.4	87	8,7	16,2	0,0	4,2	4,3	46,0	20,7	4,9	3,8
	VI-4.2	VI-4.2	44	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
	VI-4.3	VI-4.3	89	8,9	23,0	0,0	0,0	0,0	3,4	20,3	6,8	46,6
	VI-4.4	VI-4.4	81	8,1	2,5	0,0	0,0	0,0	28,4	51,8	4,9	12,4
	VI-5.1	VI-5.1.a, VI-5.1.b	284	28,4	0,0	0,0	0,7	8,8	25,7	48,3	10,9	5,6
	VI-5.2	VI-5.2.a, VI-5.1.b	61	6,1	0,0	0,0	0,0	16,5	38,0	31,4	7,5	6,6
	VI-5.3	VI-5.3.a, VI-5.1.b	85	8,4	0,0	0,0	0,0	11,8	34,3	34,3	18,4	1,2
	VI-5.4	VI-5.4.a, VI-5.1.b	91	9,1	0,0	0,0	0,0	9,9	51,8	27,5	8,6	2,2
	VI-6.1	VI-6	177	17,7	0,0	0,0	1,1	2,8	20,9	54,3	15,2	5,6
	VI-6.2	VI-6.2	61	6,1	0,0	0,0	19,7	32,8	11,5	26,2	3,3	6,6
	VI-6.3	VI-6.3	64	6,4	0,0	0,0	0,0	7,8	28,2	39,1	7,8	17,0
	VI-6.4	VI-6.4	121	12,2	9,0	0,0	0,0	0,0	13,9	35,7	25,7	15,7
	VI-7.1	VI-7.1.a, VI-7.1.b	117	11,7	0,0	3,4	24,8	37,5	18,8	12,8	0,0	2,6
	VI-7.2	VI-7.2.a, VI-7.2.b	70	7,0	0,0	0,0	0,0	1,4	14,3	32,9	42,9	8,6
	VI-8.1	VI-6, VI-8.1.a	128	12,8	0,0	0,0	0,0	30,5	44,5	21,9	3,1	0,0
	VI-8.2	VI-8.2	69	6,9	0,0	0,0	13,0	42,0	36,2	8,7	0,0	0,0
	VI-8.3	VI-8.3.a, VI-8.3.b	121	12,1	0,0	9,9	77,6	10,8	0,0	1,7	0,0	0,0
	VI-8.4	VI-8.4	52	5,2	0,0	0,0	61,5	34,6	1,9	0,0	0,0	1,9
	VI-9	VI-9.a, VI-9.b	155	15,4	2,6	0,0	0,6	10,4	20,7	33,0	15,5	17,1

Chiers	VII-1.1	VII-1.1	146	14,6	20,1	0,0	0,0	0,7	6,9	15,5	14,4	42,5
	VII-1.2	VII-1.2	43	4,3	2,3	0,0	4,7	39,8	16,4	16,4	7,0	13,3
	VII-1.3	VII-1.3	48	4,8	4,2	0,0	0,0	0,0	14,7	45,4	10,5	25,2
Aggregation				1215,4	3,0	0,3	3,0	12,5	23,9	34,1	13,9	9,3

Tabelle 4-62: Gewässerstrukturgüte der zwei neuen Oberflächenwasserkörper

Gebiet	OWK Code (neu)	Anzahl der Kartierabschnitte	Gesamtlänge (km)	Gewässerstrukturgüte (Gesamtbewertung) - Anteile (%) der Strukturklassen je OWK							
				Keine Bewertung	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5	Klasse 6	Klasse 7
Alzette	VI-4.1.1.c	63	6,30	0	0	1,6	23,8	19	38,1	4,8	12,7
	VI-4.1.3.b	55	5,50	9,8	0	0	17,6	23,6	35,3	7,8	5,9

4.5.2 Ökologischer Gewässerzustand in Luxemburg

4.5.2.1 Vorgehen und Repräsentativität

Für die Bewertung des Zustandes wurden Monitoringdaten aus den Jahren 2007 bis 2014 wie in Tabelle 4-63 dargestellt verwendet.

Tabelle 4-63: Überblick über die für die Zustandsbewertung genutzten Daten

	MZB	Fische	Aquat. Flora	Phyto- plankton	Allgem. P.-C.p	Spez. Schad	Hymo
Jahre	2007-2013	2008-2013	2007-2013	2012	2010-2013	2010-2013	2013-2014

In der Tabelle 4-64 ist die Anzahl der Probennahmen der biologischen Parameter für den jeweiligen Wasserkörper mit der jeweiligen Unterteilung in die neuen Wasserkörper dargestellt.

Tabelle 4-64: Anzahl der Probenahmen der biologischen Parameter für den jeweiligen Wasserkörper

OWK - Nummer - alt OWK - Nummer - neu	IBGN Anzahl	IPR Anzahl	IPS Anzahl	IBMR Anzahl	OWK - Nummer - alt OWK - Nummer - neu	IBGN Anzahl	IPR Anzahl	IPS Anzahl	IBMR Anzahl
I-1					V-1.1		2		2
I-2.1	2	4	4	6	V-1.2		1	2	
I-2.1	2	3	4	5	V-2.1	5	3	7	5
I-3.1		1		1	V-2.2	2		3	3
I-2.2	5	1	5	2	VI-1.1	2	4	2	2
I-2.3	2	1	3	3	VI-1.1.a	2	2	2	2
I-3.1	3	2	2	7	VI-1.1.b		2		
I-3.2.1	2	1	2	2	VI-1.2	1		3	1
I-3.2	2	1	2	2	VI-10.1	6	1	3	4
I-3.2.2	2	1	2	2	VI-10.1.a	1			
I-3.2	2	1	2	2	VI-10.1.b	5	1	3	4
I-3.3	3		2	2	VI-10.2	2		2	2
I-3.4	3	1	2	1	VI-10.1.1	2		2	2
I-4.1	2		3	3	VI-10.3	2	1	2	2
I-4.2.1	5		5	2	VI-10.1.1	2	1	2	2
I-4.2.2	2		3	3	VI-11	2	1	2	2
I-5.1	2	1	2	2	VI-11	2	1	2	2
I-5.2	2		1		VI-12.1	2		2	2
I-6.1	2		2	2	VI-11	2		2	2
I-6	2		2	2	VI-12.2	2		2	2
I-6.2	2		2	2	VI-12.3	2	1	2	2
I-6.3	1	1	1	1	VI-13.1.1	2	1	1	1
I-6	1	1	1	1	VI-13.1.1.a				
II-1	3	2	4	2	VI-13.1.1.b	2	1	1	1
II-1.b	3	2	4	2	VI-13.1.2	2		1	1
II-2.1	2		2	2	VI-13.2	2		1	1
II-1.b	2		2	2	VI-2.1	2	2	1	1
II-2.2	5		5	2	VI-2.1	2	2	1	1
II-2.3	2		2	2	VI-2.2	4	2	4	2
II-3	5		4	2	VI-2.1	4	2	4	2
II-4.1.1	3	1	3	3	VI-3	1	1	1	1
II-4	3	1	3	3	VI-4.1.1	2	2	2	2
II-4.1.2	4		4	2	VI-4.1.1.a				
II-4.1.3	5	1	5	2	VI-4.1.1.b	2	2	2	2
II-4.2	2	1	2	2	VI-4.1.2	2		2	2
II-4	2	1	2	2	VI-4.1.3	2		2	2
II-5.1	1	2	2	3	VI-4.1.1.c				
II-5	1	2	2	3	VI-4.1.3.a	2		2	2
II-5.2	1	2	2	5	VI-4.1.3.b				
II-5	1	2	2	5	VI-4.1.4	2		1	
III-1.1	4	5	7	3	VI-4.2	2		2	2
III-1.1.a	4	5	5	1	VI-4.3	2	1	1	2
III-1.1.b			2	2	VI-4.4	2	1	2	2
III-1.2.1	1		3	2	VI-5.1	5		6	3
III-1.2.1.a					VI-5.1.a	2		2	2
III-1.2.1.b	1		3	2	VI-5.1.b	3		4	1
III-1.2.2	5		3	2	VI-5.2	2		2	2
III-1.2.2.a					VI-5.2.b	2		2	2
III-1.2.2.b	5		3	2	VI-5.3	2		2	3
III-1.2.3	2		2	2	VI-5.2.a				
III-1.3	2		2	2	VI-5.2.b	2		2	2
III-1.4	2		2	2	VI-5.3.a				1
III-2.1.1	1		3	2	VI-5.4.a				
III-2.1.2	4		4	2	VI-5.4	2		2	2
III-2.2.1				1	VI-5.1.2	2		2	2
III-2.2.2	1		2	2	VI-6.1	4	4	6	3
III-2.2.3	4		3	1	VI-6	4	4	6	3
III-2.2.4	2		2	3	VI-6.2	2		2	2
III-2.2.1	2		1	2	VI-6.3	2	1	2	2
III-2.2.4			1	1	VI-6.4	2	1	2	2
III-2.2.4			1	1	VI-7.1	1		1	1
III-3	5	2	5	2	VI-7.1.b	1		1	1
III-2.2.1					VI-7.2	2		2	2
III-3.a	4		3		VI-7.1.a				
III-3.b	1	2	2	2	VI-7.2.a				
III-4.1	2		1	1	VI-7.2.b	2		2	2
III-4	2		1	1	VI-8.1	2		2	2
III-4.2	2		2	2	VI-8.1.1	2		2	2
III-4	2		2	2	VI-8.2	2		1	2
III-4.3	2	1	2	2	VI-8.3	4		5	3
III-4	2	1	2	2	VI-8.3.a	1		2	2
IV-1.1	2	4	3	3	VI-8.3.b	3		3	1
IV-1.1.a			1	1	VI-8.4	2		2	2
IV-1.1.b	2	4	2	2	VI-9	2	1	2	2
IV-1.2	2		1	2	VI-9.a	2	1	2	2
IV-3.1.b	2		1	2	VI-9.b				
IV-2.1	1	3	4	5	VII-1.1	3		4	4
IV-2.2.1	4		5	5	VII-1.2	2		1	1
IV-2.2.1.a					VII-1.3	2		1	
IV-2.2.1.b	4		5	5	Total Anzahl	251	71	260	221
IV-2.2.2	2		3	3					
IV-2.2.2.a									
IV-2.2.2.b	2		3	3					
IV-2.2.3	3		2	2					
IV-2.2.3	3		2	2					
IV-2.3.1	2		1	1					
IV-2.3	2		1	1					
IV-2.3.2	2		2	2					
IV-2.3	2		2	2					
IV-3.1	6	4	6	4					
IV-3.1.a	1	4	1	1					
IV-3.1.b	5		5	3					
IV-3.2	3		2	2					
IV-3.2.a	2		2	2					
IV-3.2.b	1								
IV-3.3	2		1	1					
IV-3.4	2		3	3					
IV-3.5.1	5		7	3					
IV-3.5.2	2		3	3					

Aus den vorgenommenen Messungen erfolgte die Bewertung des Zustandes nach den folgenden Kriterien:

- Biologische Qualitätselemente:

Anzahl der Messwerte / OWK	Bewertung
3 Werte	Der schlechteste Wert gilt, es sei denn die Expertenevaluierung ergibt eine plausible Erklärung warum dieser Wert nicht verwendet werden soll (also z. B. Kläranlage zwischenzeitlich gebaut usw.). Bei der Bewertung ist neben den BQE Ergebnissen auch auf die hydromorphologischen und die physikalisch-chemischen Ergebnisse als Entscheidungshilfe geachtet worden. Die Begründung warum nicht das schlechteste Ergebnis verwendet wurde ist zu vermerken
2 Werte gleiches Ergebnis	Bewertung erfolgt anhand der beiden Werte
2 Werte unterschiedliches Ergebnis	Der schlechteste Wert gilt, es sei denn die Expertenevaluierung ergibt eine plausible Erklärung warum dieser Wert nicht verwendet werden soll (also z.B. Kläranlage zwischenzeitlich gebaut usw.). Bei der Bewertung ist neben den BQE Ergebnissen auch auf die hydromorphologischen und die physikalisch-chemischen Ergebnisse als Entscheidungshilfe geachtet worden. Die Begründung warum nicht das schlechteste Ergebnis verwendet wurde ist zu vermerken
1 Wert	Bewertung erfolgt anhand des Wertes
Kein Wert	Hier muss das Ergebnis aus dem Wasserkörper mit der größten Ähnlichkeit genommen werden. Der ökologische Zustand des nachfolgenden Gewässerabschnitts wurde übernommen.

- Physikalisch-chemische Parameter (Allgemeine physikalisch-chemischen Parameter und flussgebietsspezifische Schadstoffe):
Nach der biologischen Bewertung erfolgt die Bewertung an Hand der physikalisch-chemischen Parameter. Dabei gilt, wenn ein Wert im mäßigen Zustand ist, dann ist auch der Wasserkörper mit „mäßig“ zu bewerten. Dieser Prüfschritt ist also nur für jene Wasserkörper notwendig, die sich auf Grund der biologischen Beurteilung im guten oder sehr guten Zustand bewegen.

4.5.2.2 Ergebnisse der Bestandsaufnahme für den ökologischen Zustand

Bei der Auswertung der Datenreihen der Jahre 2012 und 2013 mit WRRL-konformen Messfrequenzen wurde für die flussgebietsspezifischen Schadstoffe die halbe Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (UQN) für Bentazon, Metolachlor, Aluminium, Eisen, Kupfer, Mangan und Zink überschritten, dies aber zum größten Teil in unfiltrierten Proben. Damit sind die Messwerte nicht mit der UQN, welche für die gelösten und bioverfügbaren Metallkonzentrationen definiert wurde, vergleichbar. Sie geben aber dennoch erste Hinweise auf mögliche Belastungsquellen. Im Überblicksüberwachungsprogramm werden auch gelöste Metallkonzentrationen bestimmt und an der Messstelle Chiers wurde die UQN für Mangan (2012 und 2013) und für Zink (2012) überschritten.

Für eine weitergehende Prüfung der Repräsentativität dieser Resultate wurden erste Ergebnisse des zurzeit noch laufenden ImmiCad-Projektes herangezogen. Das Projekt sollte in seinem ersten Teil die Messkampagnen der Wasserwirtschaftsverwaltung der Jahre 2000-2012 auswerten um die Tendenzen der Belastung durch Mikroschadstoffe zu untersuchen. Das Kernstück der Analyse bestand aus einem Datensatz der zwischen 2000 und 2010 an 7 Stationen erhoben wurde allerdings mit einer Frequenz von nur 6 Proben im Jahr. Demnach sind die Daten streng genommen nicht nach den UQN-Regeln auszuwerten und wurden auch nicht zur Ermittlung des chemischen Zustandes genutzt. Die lange Zeitreihe und die gute räumliche Auflösung erlaubten aber trotzdem eine Einordnung der kritischen Belastungen und der Güte des Datensatzes sowie eine Konsolidierung der Ermittlung des chemischen Zustandes anhand der WRRL-konformen Datensätze von 2012 und 2013. Zusätzlich wurden für die Interpretation im ImmiCad Projekt Daten aus Schwebstoffbeprobungen, die zwischen 2006 und 2010 durchgeführt wurden und 12-mal pro Jahr an den 4 Überwachungsmessstellen erhoben wurden, genutzt. Die Analytenlisten beider Beprobungsschemen umfassten sowohl prioritäre als auch flussgebietspezifische Schadstoffe, veränderten sich aber über die Jahre, was sehr unterschiedliche Gesamtprobenzahlen für die einzelnen Schadstoffe ergab. Zudem erwies sich die retrospektive Einordnung der Messwerte im Vergleich zu den UQN schwierig, da in vielen Fällen die Detektionsgrenze (LOQ) nicht den geforderten 30% der Jahresmittelwert (AA)-UQN entsprach oder gar die AA-UQN zeitweise überschritt. In diesem Kontext wurden auch die nichtdetektierten Substanzen kritisch auf ihre Plausibilität im Falle ungenügender Nachweisgrenzen überprüft. Dazu lieferten besonders auch die Schwebstoffanalysen Hinweise – sofern die kritischen Analyten dort gemessen wurden – ob die Substanzen mit geringer Wasserlöslichkeit im Einzugsgebiet vorhanden waren oder nicht. Es wurden Empfehlungen ausgegeben welche Substanzen in Zukunft monitoringrelevant sind und welche aufgrund zahlreicher Negativbefunde mit ausreichend empfindlicher Analytik als nicht vorhanden eingestuft werden können.

Auch wenn die Pflanzenschutzmittel in der Liste der flussgebietspezifischen Schadstoffe nicht mehr den aktuell eingesetzten Wirkstoffmengen Rechnung tragen, konnten – auch trotz eines den Zielsubstanzen unangepassten Montoringschemas – mehrere Herbizide in Konzentrationen nachgewiesen werden, die zu einer Überschreitung der AA-UQN für den guten Zustand im Jahresmittel führen. Dies trifft für Metolachlor, Metazachlor und Bentazon zu, einer älteren Generation von höher dosierten Herbiziden, die zwar relativ kurzlebig im Boden, dafür aber sehr mobil sind. Alle drei Wirkstoffe sind noch sehr populär¹⁰² und machen zum Teil auch mit ihren Metaboliten im Grundwasser Probleme. Ihr Auftreten in Oberflächengewässern ist daher wenig überraschend. Hier besteht die gleiche Problematik wie beim Isoproturon: Außerhalb von Trinkwasserschutzzonen gibt es zurzeit noch keine Verminderungsstrategie. Weitere Überschreitungen sind daher in der Ausbringungsperiode zu erwarten. Negativbefunde sind eher dem Zufall bedingt nicht während relevanten Ereignissen gemessen zu haben.

Ein industrieller Stoff führt noch zu Überschreitungen des guten Zustands in der retrospektiven Betrachtung: Tributylphosphat wird vorwiegend als Entschäumer eingesetzt und die wahrscheinlichste Quelle in Luxemburg ist die Betonherstellung. Die Werte wurden zweimal am Standort Ettelbrück überschritten.

Unklarheit herrscht bei den nicht-prioritären Metallen wo auf der einen Seite die LOQ-Werte nicht den UQN-Werten genügen aber auch keine klare Linie in der Festsetzung der UQN-Werte herrscht, so

¹⁰² Bentazon und Metolachlor laut Statistik 2009 des Service de l'Economie rurale Rang 3 und 4 im Mais mit jeweils 150 g/ha im Mittel über aller Flächen. Metazachlor im Raps mit 945 g/ha im Mittel über alle Flächen. In den Jahren 2012 und 2013 (mit WRRL-konformen Messfrequenzen) kam es für diese Substanzen nicht mehr zu einer Überschreitung der UQN und die Metazachlorkonzentrationen überschritten auch nicht mehr das Signifikanzkriterium des halben UQN-Wertes im Jahresmittel.

wurde sich zum Teil kontradiktorische Werte für verschiedene Metalle in Bezug auf den Carbonatgehalt gewählt (im Vergleich zu anderen europäischen Ländern). Für Zink und Kupfer müssen erst valide Messreihen erhoben werden, in denen alle Parameter konform (gelöste Metallkonzentrationen, gegebenenfalls Berücksichtigung von Hintergrundkonzentrationen und Bioverfügbarkeit) sind. Es gibt klare Zusammenhänge zwischen urbaner Besiedlung aber auch industrielle Impakte im Süden des Landes für beide Schwermetalle. Für Eisen und Mangan müsste auch eine Erhebung des natürlichen Hintergrunds durchgeführt werden. Im überarbeiteten Messprogramm werden die Metallkonzentrationen zusätzlich in der filtrierten Probe bestimmt.

Bei den flussgebietsspezifischen Schadstoffen ist in erster Linie hervorzuheben, dass die Analytenliste nicht auf die realen Belastungen im Einzugsgebiet angepasst ist. Aufgrund des hohen Siedlungsdrucks, der rückständigen Kanal- und Kläranlageninfrastruktur und den relativ kleinen Vorflutern ist in Luxemburg in vielen Oberflächenwasserkörpern neben der organischen Belastung auch der zivilisatorisch geprägte Fingerprint an Medikamenten, Bioziden und Detergentien in höheren Konzentration zu erwarten. Daneben ist eine intensive Landwirtschaft, neben hohen Stickstoffmengen, auch eine Quelle zahlreicher Pestizide. Die Analytenlisten tragen beiden Belastungen nur sehr ungenügend Rechnung. Im Rahmen des ImmiCad – Projektes wird aufgrund einer explorativen Erfassung der neuartigen Schadstoffe eine den tatsächlichen Belastungen besser angepasste Analytenliste für die flussgebietsspezifischen Schadstoffe vorgeschlagen, die im nächsten Bewirtschaftungszyklus benutzt werden sollte.

4.5.3 Beschreibung und Bewertungsverfahren des chemischen Zustandes

Die Bewertung des chemischen Zustandes der Oberflächenwasserkörper erfolgt anhand einer zweistufigen Skala (gut, nicht gut). Die Definition des guten chemischen Zustandes leitet sich aus den Vorgaben des Anhangs X der WRRL her. Die Liste der dort aufgezählten prioritären und prioritär gefährlichen Stoffen und den dazugehörigen Umweltqualitätsnormen (UQN) wird aufgrund der Richtlinie 2008/105/EG und deren Revisionen regelmäßig aktualisiert. Das entsprechende nationale Umsetzungsinstrument ist die großherzogliche Verordnung vom 30. Dezember 2010¹⁰³. Dementsprechend weist ein Oberflächengewässer dann einen guten chemischen Zustand auf, wenn die europaweit festgelegten Umweltqualitätsnormen für die Stoffe eingehalten werden. Sobald jedoch einer der Stoffe die vorgeschriebenen Umweltqualitätsnorm überschreitet, wird im entsprechenden Oberflächenwasserkörper der gute chemische Zustand nicht erreicht.

Mit der Einordnung eines Stoffes als prioritär gefährlicher Stoff ist die Maßgabe verbunden, die Einleitungen, Emissionen und Verluste nicht nur schrittweise zu verringern, sondern bis spätestens 20 Jahre nach der Einstufung als prioritärer gefährlicher Stoff, einzustellen.

Die Daten zur Bewertung des chemischen Zustandes der Wasserkörper stammen aus den Messkampagnen der Überblicksüberwachung, der operativen Überwachung oder der Überwachung zu Ermittlungszwecken.

Die Bewertung des chemischen Zustands erfolgt für die OWK, für die Daten aus dem chemischen Monitoring vorliegen, durch einen direkten Vergleich zwischen den gemessenen Jahresmittelwerten und den dazugehörigen UQN. Für die Substanzen für die zusätzlich zum AA-UQN Wert ein Maximal Konzentrationswert (MAC-UQN) festgelegt wurde, wird ebenfalls überprüft ob keiner der einzelnen Messwerte oberhalb des MAC-UQN Wertes liegt.

¹⁰³ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

Da in den Jahren 2012 und 2013 komplette Datensätze mit monatlichen Resultaten an allen Überblicksüberwachungsmessstellen vorhanden sind, wurde die Auswertung für jedes Jahr mit den UQN verglichen. Erfüllt ein Oberflächenwasserkörper die Einhaltung aller einschlägigen Umweltqualitätsnormen über den untersuchten Zeitraum, ist sein chemischer Zustand als „gut“ (blau) einzustufen. Wenn der Jahresmittelwert der überprüften Substanzen den Schwellenwert für einen der Stoffe überschreitet, gilt der chemische Zustand als „nicht gut“ (rot). Um eine abschließende Bewertung über den gesamten Beobachtungszeitraum zu erhalten wurde festgelegt, dass der chemische Zustand als schlecht zu bewerten ist, wenn der Zustand in einem Jahr als schlecht bewertet wurde. Zusätzlich wurde untersucht für welche Stoffe (prioritäre und flussgebietspezifische Stoffe) in einem Jahr die Hälfte der zulässigen Jahresdurchschnittskonzentration überschritten wurde. Dies dient als Hinweis auf das Vorhandensein von signifikanten Einleitungen (siehe auch *Kapitel 4.4 Signifikante anthropogene Belastungen der Oberflächengewässer*).

Stehen für einen OWK nicht alle bzw. keine Messwerte zu den chemischen Qualitätskriterien zur Verfügung, so wird der chemische Zustand des betreffenden OWK mittels Expertenwissens hergeleitet. In diese Abschätzung fließen die Resultate aus Längsprofilen von Konzentrationen verschiedener Schadstoffe entlang von ausgewählten Fließgewässern oder anderen investigativen Monitoringkampagnen mit ein. Zudem wurden im Jahr 2013 an 5 zusätzlichen Messstellen sämtliche Parameter bestimmt, die auch an den Überblicksüberwachungsmessstellen gemessen werden. Die Messfrequenzen entsprechen an diesen zusätzlichen Messstellen ebenfalls den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. Die Resultate werden ebenfalls in der Expertenabschätzung zur Ableitung des chemischen Zustandes berücksichtigt.

Die Monitoringprogramme in Luxemburg haben sich bislang auf die Beprobung der Wasserphase beschränkt. Die Begründung hierfür liegt in der internationalen Zusammenarbeit auf Ebene der Internationalen Kommissionen zum Schutz der Mosel und Saar (IKSMS), wo auf längere Datenreihen in der Wasserphase zurückgegriffen werden kann. Die Arbeitsgruppe, welche mit der Ausarbeitung der Messprogramme im Einzugsgebiet der Mosel und Saar befasst ist, und an der die luxemburgische Delegation aktiv teilnimmt, hat die Monitoringprogramme auch im Sinne der Fortschreibung der oben genannten Zeitreihen nicht spezifisch auf Biotauntersuchungen ausgedehnt. An der Messstelle Wasserbillig werden monatliche Schwebstoffbeprobungen durchgeführt, und die daraus gewonnenen Daten werden gemäß Richtlinie 2008/105/CE zur Langzeittrendanalyse benutzt. Die Messstelle liegt an dem tiefsten Punkt des Landes und hier werden 97,5% des gesamten Territoriums entwässert.

Für die Substanzen Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien und Quecksilber, wurden keine Messungen in Biota durchgeführt. Gemäß der Richtlinie 2008/105/CE muss in diesem Fall ein UQN-Wert für die Wasserphase abgeleitet werden welcher zumindest die gleiche Schutzfunktion garantiert wie der festgelegte Biota-UQN-Wert. Die Herleitung eines „gleichwertigen“ UQN Wertes für die Wasserphase wurde im Rahmen eines Projektes vom Centre de Recherche Public Gabriel Lippmann durchgeführt.

Die Richtlinie sieht für diese Substanzen eine auf Biota bezogene Umweltqualitätsnorm (UQN) vor, welche für die Ermittlung des chemischen Zustandes eines Wasserkörpers einzuhalten ist. Dies wird dadurch begründet, dass die vorgeschlagenen Wasser-UQN für die genannten Substanzen nur einen ungenügenden Schutz bieten, da sie den Aspekt des „secondary poisoning“ nicht berücksichtigen. Da Luxemburg die erhobenen Konzentrationen dieser Substanzen in der Wasserphase zur Ermittlung des chemischen Zustandes heranziehen möchte, muss eine Wasser-UQN (als Jahresdurchschnitts-UQN) abgeleitet werden, welche das gleiche Schutzniveau wie die Biota-UQN gewährleistet.

In Zusammenarbeit mit Ökotoxikologen des Centre de Recherche Public Gabriel Lippmann wurde entschieden, mittels Bioakkumulationsfaktoren von den vorgeschriebenen Biota-UQN auf UQN in der

Wasserphase zurückzurechnen. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, die Toxizitätsbetrachtungen, die der Festlegung der Biota-UQN zugrunde liegen, weiter zu berücksichtigen, und einen direkten Übergang zu Konzentrationen in der Wasserphase zu erhalten. Die Berechnung der akzeptablen Jahresdurchschnittskonzentration erfolgte gemäß Gleichung:

$$UQN_{\text{Wasser}} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \right] = \frac{UQN_{\text{biota}} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg}} \right]}{BKF \left[\frac{\text{L}}{\text{kg}} \right]}$$

Eine Literaturrecherche des Centre de Recherche Public Gabriel Lippmann hat eine Liste publizierter Biokonzentrationsfaktoren ergeben (Tabelle 4-65). Die Berechnung der UQN_{Wasser} (Tabelle 4-66) erfolgte zum einen mit dem Medianwert der zusammengetragenen Werte und zum anderen mit dem arithmetischen Mittel dieser Daten. Die jeweils tiefere UQN_{Wasser} wurde zurückbehalten und dient der Einschätzung des chemischen Zustandes in Bezug auf die Substanzen Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien und Quecksilber.

Tabelle 4-65: Publierte Biokonzentrationsfaktoren (BKF) für Frischwasserorganismen (Fische und Mollusken) für Hexachlorbenzol^{104 105 106 107 108} Hexachlorbutadien¹⁰⁹ und Quecksilber^{110 111}

	Hexachlorbenzol	Hexachlorbutadien	Quecksilber
Biokonzentrationsfaktoren [L/kg]	15840	19000	10000
	8500	16000	5000
	4400	10000	1000
	2397	7000	
	2241	6700	
	2040	2000	
	1630	2000	
	1100	900	
	940	700	
	623	696	
	236	500	
	162	300	
	141	112.9	
	93	47	
	93	9.2	
90	2.2		
16			

¹⁰⁴ Isensee A.R., Holden E.R., Woolson E.A., Jones G.E., Soil persistence and aquatic bioaccumulation potential of hexachlorobenzene (HCB), J. Agric. Food Chem., Vol. 24, 6, pp. 1210-1214, 1976

¹⁰⁵ Kenega E.E., Partitioning and uptake of pesticides in biological systems. [éd.] Haque. R. et Freed. Environmental dynamics of pesticides. s.l. : V H Publ. Plénum press, 1975, pp. 216-276

¹⁰⁶ Craig N.C.D., A summary of the toxicity of various materials to aquatic life. [éd.] ICI Report BL/A/1867. 1978. Vol. IV

¹⁰⁷ Laseter J.L., Bartell C.K., Laska A.L., Holmquist D.G., Condie D.B., Brown J.B., Evans R.L. An ecological study of hexachlorobenzene (HCB). University of New Orleans, Department of Biological Sciences. Washington D.C.: U.S. Environmental Protection Agency (EPA 560/6-76-009), 1976

¹⁰⁸ Metcalf, R.L., Kappor, I.P., Lu, P.-Y., Schuth, C.K., Sherman P. Model ecosystem studies of the environmental fate of 6 organochlorine pesticides. Env. Health perspectives. 1973, Vol. 4, pp. 35-44

¹⁰⁹ Hexachlorobutadiene. s.l. : IUCLID, 1996

¹¹⁰ Umweltbundesamt. Datenblatt Nr. 21 Quecksilber. s.l. : Umweltbundesamt, 2006

¹¹¹ Marty M.A., Blaisdell R.J., Technical Support Document Exposure Assessment and Stochastic Analysis. Oakland, California : Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2000

Tabelle 4-66: UQN-Werte für Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien und Quecksilber (fett: Werte zur Ermittlung des chemischen Zustandes)

Substanz	UQN _{Wasser} (gemäß RL 2008/105/EG) [µg/L]	UQN _{Biota} (gemäß RL 2008/105/EG) [µg/kg]	BKF Median / Mittelwert [L/kg]	UQN _{Wasser} (berechnet) [µg/L]
Hexachlorbenzol	0,01	10	940 / 2.385	0,011 / 0,004
Hexachlorbutadien	0,1	55	900 / 4.123	0,061 / 0,013
Quecksilber	0,05	20	5.000 / 5.300	0,004 / 0,004

Aufgrund der reduzierten Datenlage zu Biokonzentrationsfaktoren von Quecksilber und der Schwierigkeit, einen direkten Zusammenhang zwischen dem Gehalt in der Wasserphase und dem Gehalt in Biota herzustellen¹¹², wurde gleichzeitig auf eine wissenschaftliche Publikation¹¹³ von Quecksilberbestimmungen in Fischen verschiedener luxemburgischer Gewässer zurückgegriffen. Die Messungen stammen aus dem Jahr 2007 und konzentrieren sich auf Fische (Bachschmerle, Döbel, Barbe und Aal) aus Gewässern aus dem Norden des Landes (Syrbach, Our, Wark, Wiltz, Clerf und Tratterbach). Da diese Gewässer, insbesondere der Oberlauf der Our sowie der Tratterbach, durch keine signifikante industrielle Emissionsquelle beeinflusst werden, geben die Resultate einen guten Überblick über die diffuse Hintergrundbelastungssituation. 2013 wurden Wasserproben zur Validierung einer neuen Quecksilbernachweismethode verwendet und ergaben eine Hintergrundkonzentration von 0,9-1,9 ng/L in der Wasserphase.

Tabelle 4-67: Hg-Gehalte in Fischproben aus unbelasteten Gewässern im Norden Luxemburgs

Gewässer	Messstation	Spezies	Hg [µg/kg Nassgewicht] (Mittelwert und Standardabweichung)
Our	Kalbornermühle	Bachschmerle	77
		Döbel	36±14
		Barbe	25±14
Our	Wallendorf	Bachschmerle	26,4
		Döbel	61±25
		Barbe	28,3±4
		(Aal)	176±13
Tratterbach	Neimillen	Bachschmerle	37,8
		Döbel	142±101

Die Tabelle 4-67 zeigt, dass bei den erwähnten Oberflächengewässern durchwegs Konzentrationen oberhalb der Biota-UQN (20 µg/kg) nachgewiesen wurden. Mehrere Studien zeigen ebenfalls häufig Quecksilbergehalte in Fischen aus Kanada, Alaska und Norwegen im Bereich von 20-100 µg/kg Frischgewicht^{114 115 116}. Dies deutet daraufhin, dass das in der Studie beobachtete

¹¹² LAWA Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier IV.3 Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2008/105/EG, Stand März 2012

¹¹³ Boscher A., Gobert A., Guignard C., Ziebel J., L'Hoste L., Gutleb A., Cauchie H.-M., Hoffmann L., Schmidt G., Chemical contaminants in fish species from rivers in the North of Luxembourg: Potential impact on the Eurasian otter (*lutra lutra*), Chemosphere, 78, pp. 785-792, 2010

¹¹⁴ Gabriel M.C., Kolka R., Wickmann T., Nater E., Woodruff L., Evaluating the spatial variation of total mercury in young-of-year yellow perch (*perca flavescens*), surface water and upland soil for watershed-lake systems within the southern Boreal Shield, Science of the Total Environment, 407, pp. 4117-4126, 2009

Konzentrationsniveau als ubiquitäre Belastung aus geologischem Hintergrund und eventuell atmosphärischem Eintrag zu interpretieren sind. In einem Bericht des Umweltbundesamtes¹¹⁷ wurden ähnliche Konzentrationen in deutschen Fließgewässern nachgewiesen und auch hier wurde die Biota-UQN systematisch überschritten, mit der Ausnahme von Dreikantmuscheln, welche an mehreren Standorten unterhalb der Biota-UQN lagen. Der Wert von 100 µg/kg Frischgewicht welcher für den Fischotter als vertretbar gilt¹¹⁸, wird in den unbelasteten Gebieten nur selten überschritten.

Die analytischen Bestimmungsgrenzen liegen für Hexachlorbenzol und Hexachlorbutadien aktuell bei 0,005-0,01 µg/L und demnach genau im Bereich der berechneten UQN_{Wasser}. Die Anforderung der QA/QC Richtlinie (Richtlinie 2009/90/EU) eine Bestimmungsgrenze von 30% der UQN zu erreichen, ist aktuell nicht gegeben. Mit einer Nachweisgrenze die unterhalb der UQN_{Wasser} liegt, würden erhobene Daten trotzdem einen Hinweis auf eventuell vorhandene Probleme geben. Hexachlorbenzol wurde über den gesamten Beobachtungszeitraum (monatliche Messungen seit 2006) nie nachgewiesen. Für Hexachlorbutadien wurden lediglich im Jahr 2007 drei Positivbefunde (0,010; 0,016 und 0,010 µg/L) nachgewiesen, welche aber auch in dem besagten Jahr nicht zu einer Überschreitung der Jahresdurchschnittskonzentration geführt haben. Die Bestimmungsgrenzen für Quecksilber liegen aktuell bei 0,25 µg/L und ermöglichen keine Bewertung des chemischen Zustandes mit Hilfe der berechneten UQN_{Wasser}. Im Labor der Wasserverwaltung wurde aber eine neue Methode basierend auf Fluoreszenzspektrometrie erarbeitet, welche ab 2014 akkreditiert sein wird und eine Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/L und eine Nachweisgrenze von 0,5 ng/L ermöglicht. Werte die mit der besagten Methode erhoben werden, werden somit erste Hinweise auf den chemischen Zustand in Bezug auf Quecksilber geben können.

Um den Anforderungen der QA/QC Richtlinie besser gerecht zu werden und weil - auch mit dem Inkrafttreten der überarbeiteten Liste der prioritären Substanzen den Biota-Untersuchungen eine größere Bedeutung zukommt - wird Luxemburg im Rahmen des 2. Bewirtschaftungsplanes vermehrt auf Biota-Untersuchungen zurückgreifen. In einer ersten Phase werden dafür Daten zu den hier behandelten Stoffen sowie einigen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und polybromierten Diphenylether in Fischen an den Überblicksüberwachungsmessstellen erhoben. Diese Arbeiten werden voraussichtlich in einem gemeinsamen Messprogramm innerhalb der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) in den Jahren 2014/2015 durchgeführt.

4.5.4 Chemischer Gewässerzustand in Luxemburg

Aus der beschriebenen Vorgehensweise gehen folgende Resultate an den Überblicksüberwachungsmessstellen hervor.

¹¹⁵ Jewett S.C., Duffy L.K., Mercury in fishes of Alaska, with emphasis on subsistence species. *Science of the Total Environment*, 387, pp. 3-27, 2007

¹¹⁶ Lockhar W.L., Stern G.A., Low G., Hendzel M., Boila G., Roach P., Evans M.S., Billeck B.N., DeLaronde J., Friesen S., Kidd K., Atkins S., Muir D.C.G., Stoddart M., Stephens G., Stephenson S., Harbicht S., Snowshoe N., Grey B. et. al., A history of total mercury in edible muscle of fish from lakes in northern Canada, *Science of the Total Environment*, 351-352, pp. 427-463, 2005

¹¹⁷ Wellnitz Jörg, Vergleich der EU-Umweltqualitätsnorm (UQN) für Quecksilber in biologischen Matrices mit der Belastungssituation in deutschen Oberflächengewässern - Stand der Belastung und Vorschläge für Handlungsoptionen. s.l. : Umweltbundesamt, 2010

¹¹⁸ Gutleb A.C., Schenck C., Staib E., Giant otter (*pteronura brasiliensis*) at risk? Total mercury and methylmercury levels in fish and otter scats, Peru. *Ambio.*, Vol. 26, 8, pp. 511-514, 1997

Tabelle 4-68: Überschreitungen des UQN resp. des halben UQN-Wertes für prioritäre Substanzen an den Überblicksüberwachungsmessstellen

Substanz	L100011A21 ALZETTE - Ettelbruck		L110030A11 WILTZ - Kautenbach		L112010A24 SAUER - Wasserbillig		L300030A06 CHIERS - Rodange	
	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013
Fluoranthen	/	/	> ½ NQE	/	/	/	> ½ NQE	/
Benzo(a)pyren	> NQE	/	> NQE	/	/	/	> NQE	/
Benzo(b)fluoranthen + Benzo(k)fluoranthen	> ½ NQE	/	> NQE	/	/	/	> ½ NQE	/
Benzo(ghi)perylen + Indeno(1,2,3cd)pyren	> NQE	> NQE	> NQE	> NQE	> NQE	> NQE	> NQE	> NQE

Die anderen prioritären Substanzen wurden in den Jahren 2012 und 2013 nicht in Konzentrationen oberhalb der festgelegten Kriterien (UQN bzw. ½ UQN) nachgewiesen.

An den 5 zusätzlichen Messstellen wurde für das Jahr 2013 ein ganz ähnliches Bild bestimmt, wie aus der Tabelle 4-69 hervorgeht.

Tabelle 4-69: Überschreitungen des UQN resp. des halben UQN-Wertes für prioritäre Substanzen an zusätzlich eingerichteten Messstellen

Substanz	L104030A06 MAMER – Thillsmillen	L104030A11 MAMER - Mersch	L104032A01 KIEL- BAACH - Thillsmillen	L105030A12 EISCH - Mersch	L110043A02 WEMPER- BACH - Bockmillen
	2013	2013	2013	2013	2013
Fluoranthen	/	/	/	/	/
Benzo(a)pyren	/	/	/	/	/
Benzo(b)fluoranthen + Benzo(k)fluoranthen	/	/	/	> ½ NQE	> ½ NQE
Benzo(ghi)perylen + Indeno(1,2,3cd)pyren	> NQE	> NQE	> NQE	> NQE	> NQE

Die Karten 4.6 bis 4.9 in Anhang 1 stellen alle Resultate aus den vorhergehenden Tabellen sowie aus dem investigativem Monitoring der letzten Jahre dar. Sie bilden somit die Ausgangslage für die Expertenabschätzung zum chemischen Zustand.

Aus diesen Karten ist ersichtlich dass es eine landesweite Belastung durch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) gibt und dass die Summe der Konzentrationen an Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3cd)pyren systematisch die UQN für das Jahresmittel überschreitet. Diese Überschreitung wird sowohl in den Hauptgewässern als auch in ländlichen Quellbereichen von kleineren Gewässern festgestellt. Diese Situation führt dazu, dass sämtliche Wasserkörper einen schlechten chemischen Zustand zugeteilt bekommen. Sieht man aber von der systematischen Belastung durch die gemäß Richtlinie 2013/39/CE¹¹⁹ als ubiquitär eingestufteten PAKs ab, so gibt es keine Hinweise auf ein

¹¹⁹ Richtlinie 2013/39/EU zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik

signifikantes Risiko die UQN für andere prioritäre Stoffe zu überschreiten. Es wurde diesbezüglich auch eine Bewertung mit allen prioritären Stoffen und eine Bewertung ohne die ubiquitären Stoffe durchgeführt. Letztere kommt zu dem Ergebnis, dass der chemische Zustand als gut einzustufen ist.

Zusätzliche Informationen zu den Belastungen mit PAK konnten aus dem ImmiCad-Projekt gezogen werden. ImmiCad ist ein Projekt des Forschungszentrums Henri Tudor und verfolgt als Ziel einen auf die luxemburgischen Verhältnisse angepassten Emissionskataster zu erstellen. Bei den prioritären Substanzen sind an allererster Stelle die hohen Konzentrationen an PAK bemerkenswert, die landesweit auftreten und zu regelmäßigen Überschreitungen von Jahresmittelwert (AA)-UQN und Maximalkonzentrationswert (MAC)-UQN führen. Insbesondere die beiden Summenparameter der höhermolekularen PAK sind hiervon betroffen. Die Werte in den Schwebstoffen sind zu hoch um atmosphärischen Eintrag als alleinige Quelle zu identifizieren. Vielmehr haben die Monitoringkampagnen des ImmiCad Projektes mit Schwebstoffnetzen an 14 Standorten den Verdacht erhärtet, dass eine Vielzahl von Altlasten in Alluvialbereichen die erhöhten Werte erklären könnten. Diese stehen oft nicht im Zusammenhang mit urbanen Ballungsräumen und lassen auch Korrelationen mit anderen typischen Straßenablaufindikatoren, wie z. B. Kupfer aus Bremsbelägen, vermissen.

Die hohe Persistenz der Substanzen und die industrielle Vergangenheit Luxemburgs legen zudem die Vermutung nah, dass gegebenenfalls unbekannte Altlastenstandorte zu der Verschmutzung beitragen. D'Ollivon et al.¹²⁰ haben in Proben aus der Seine ein Verhältnis von Pyren / Fluoranthen von 0,73-0,80 und von Benzo(ghi)perylen zu Fluoranthen von 0,21-0,77 und in der Marne von 0,77-0,87 bzw. 0,1-0,71 bestimmt und mit einer typischen urbanen Belastung in Verbindung gebracht. Für Luxemburg liegen diese Verhältnisse im Durchschnitt bei 0,77 für Pyren / Fluoranthen und bei 0,38 für Benzo(ghi)perylen zu Fluoranthen. In einer Arbeit haben Motelay-Massei et al.¹²¹ die Verhältnisse (Fluoranthen / Fluoranthen + Pyren) und (Indeno(1,2,3cd)pyren / Indeno(1,2,3cd)pyren + Benzo(ghi)perylen) benutzt um Hinweise auf den Ursprung der PAK zu bekommen. So sind Verhältnisse von $\text{IcdP/IcdP} + \text{BghiP} > 0,1$ und $\text{FTH/FTH} + \text{PYR} > 0,5$ charakteristisch für Verbrennungsprozesse. Die Daten aus Luxemburg ergeben im Durchschnitt ein Verhältnis $\text{IcdP/IcdP} + \text{BghiP}$ von 0,46 und ein Verhältnis von $\text{FTH/FTH} + \text{PYR}$ von 0,57 und deuten somit auf einen pyrolytischen Ursprung der PAK Belastung. Als mögliche Quelle für die ubiquitäre Belastung mit PAK muß somit die atmosphärische Deposition in Betracht gezogen werden.

Für den zusätzlichen Einfluss durch Altlasten sprechen neben den zum Teil zu hohen Konzentrationen auch wiederholt gefundene Ausreißer bei den oben beschriebenen Verhältnissen zwischen einzelnen Indikatorsubstanzen (so zum Beispiel an den Messstationen DROSBECH – Hesperingen (L1015300A01), CHIERS – Rodange (L300030A06) und ATTERT – Aval Colmar-Berg (L106030A12)). Die Herausforderungen bei den PAK liegen im nächsten Bewirtschaftungsplan erstmal in einem relativ flächendeckenden investigativen Monitoring mit einer Technik die auf der einen Seite leicht durchzuführen ist, eine gute Repräsentativität aufweist und die analytische Sicherheit bietet, sich in Nachweisbereichen zu bewegen die den UQN-Kriterien genügen. Im Augenblick läuft hierzu ein von der AGE gefördertes Projekt zum Nachweis von PAK in Schwebstoffen und Makroinvertebraten sowie Passivsammlern. Dieses Projekt soll die Machbarkeit der Schwebstoffbeprobung mit Planktonnetzen aufzeigen und somit ein weitergehendes investigatives Monitoring ermöglichen.

Auch wenn im Beobachtungszeitraum (2012-2013) für die untersuchten Pflanzenschutzmittel aus der

¹²⁰ D'Ollivon D., Blanchard M., Garban B., PAH fluctuations in rivers in the Paris region (France): Impact of floods and rainy events; *Water, Air and Soil Pollution* 115, pp. 429-444, 1999

¹²¹ Motelay-Massei A., Ollivon D., Garban B., Tiphagne-Larcher K., Zimmerlin I., Chervreuil, M., PAHs in the bulk atmospheric deposition of the Seine river basin: Source identification and apportionment by ratios, multivariate statistical techniques and scanning electron microscopy, *Chemosphere*, 67, pp. 312-321, 2007

Liste der prioritären Schadstoffen keine UQN-Überschreitung festgestellt wurde, so wurden jedoch vor allem Isoproturon und Diuron regelmässig nachgewiesen. Da die Probenahmezeitpunkte gleichmäßig über das Jahr verteilt sind, kann nicht ausgeschlossen werden, dass punktuell höhere Konzentrationen in den Applikationsperioden auftreten können. Auch hier wurden im ImmiCad-Projekt weitere Datensätze, aus Jahren mit nicht WRRL-konformen Messfrequenzen, ausgewertet. Und auch hier zeigen sich die Substanzen aus der Gruppe der Phenylharnstoffe, mit Isoproturon und Diuron als Vertreter bei den prioritären Substanzen, als potentiell problematisch. Isoproturon ist weiterhin ein beliebtes Allroundherbizid das bevorzugt in Getreide eingesetzt wird (Herbst und Frühjahr). Isoproturon hat retrospektiv hauptsächlich die MAC-UQN verletzt, was aufgrund der Mobilität und der relativ kurzen Halbwertszeit im Boden nicht verwunderlich ist. Die MAC-UQN-Werte für Isoproturon wurden im gesamten Beobachtungszeitraum zweimal in der ALZETTE überschritten und zwar jeweils im Jahr 2009 mit 1,7 µg/L an der Messstation Hesperingen und einmal mit 1,1 µg/L an der Überblicksüberwachungsmessstelle in Ettelbruck. Isoproturon führt die Hitliste der eingesetzten Wirkstoffe im Getreide mit 332 g/ha Mittelwert über alle Getreideflächen¹²² unentwegt. Isoproturon wird also auch weiterhin ein Kandidat für MAC-UQN-Überschreitungen bleiben solange keine Beschränkungen für diesen Wirkstoff auf lehmigen Böden erlassen wird. Zwar gibt es bis jetzt Bestrebungen in Grundwasserschutzgebieten den Pestizideinsatz zu limitieren so gibt es außerhalb dieser Zonen, also auf den Oberflächenabfluß-dominierten Böden bislang keine Einschränkungen.

Für Diuron sieht die Sachlage etwas anders aus. Diuron ist kein landwirtschaftliches Herbizid und ist in Luxemburg auch als Spritzmittel außerhalb der Landwirtschaft zurückgezogen worden. Allerdings findet es noch Verwendung als Biozid und es wurde in der Literatur in den vergangenen Jahren hauptsächlich im Kontext von Auswaschungen aus Fassaden besprochen. Die Positivbefunde in Luxemburg, besonders in der Alzette im Süden, nehmen allerdings in den letzten Jahren zu und Diuron verzeichnete mehrere Überschreitungen der AA-UQN in der retrospektiven Analyse im Süden des Landes. Kampagnen im Rahmen von ImmiCad konnten zeigen, dass es sich hierbei nicht um niederschlagsbedingte Auswaschungen aus Fassaden handelt, sondern stetige Quellen bei Niedrigwasser vorhanden sind. Möglicherweise wird Diuron als Algizid in Vorratsbehältern in industriellen Prozessen eingesetzt. Die Quelle konnte aber bisher noch nicht eindeutig ausgemacht werden und die Stofffrachten aus Fassadenabwaschungen und Niedrigwasser werden im Rahmen des von der Wasserwirtschaftsverwaltung geförderten BIOCIDES Projekts, welches vom Centre de Recherche Public Henri Tudor durchgeführt wird, gegenübergestellt, um eine Verminderungsstrategie zu entwerfen. Einige weitere Überschreitungen von prioritären Substanzen waren vor 2005 und sind aufgrund der geringen aktuellen Detektionen als historisch zu betrachten (4-Nonylphenol, Chloroform, Trifluralin, Blei).

Die Pflanzenschutzmittel und ihre Metaboliten sollten somit in ein operatives Monitoring eingebunden werden um abzusichern dass es zu keinen UQN-Überschreitungen kommt.

4.5.5 Übersicht des Gewässerzustandes in Luxemburg

Wie bereits erwähnt erfolgt die Bewertung des ökologischen Zustandes der natürlichen Oberflächenwasserkörper anhand einer fünfstufigen Skala (sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend, schlecht) und setzt sich aus den biologischen Qualitätskomponenten und unterstützend aus den physikalisch-chemischen und den hydromorphologischen Qualitätskomponenten zusammen. Die Bewertung des ökologischen Zustandes erfolgt durch die Bestimmung der Abweichung vom typspezifischen Referenzzustand.

¹²² Daten vom Service d'Economie Rural des Landwirtschaftsministerium für 2009 erstellt auf der Basis der Einkäufe von etwa 500 Betrieben.

Die Bewertung des ökologischen Potenzials ist, im Unterschied zum ökologischen Zustand, lediglich 4-stufig, da das „gute ökologische Potential“ (GÖP) zusammen mit dem „höchsten ökologischen Potential“ (HÖP) als „ökologisches Potential gut und besser“ zusammengefasst wird (siehe auch Kapitel 4.2.2.3 Ermittlung des guten ökologischen Potenzials von erheblich veränderten Oberflächengewässern).

Die Bewertung des chemischen Zustandes der Oberflächenwasserkörper erfolgt anhand einer zweistufigen Skala (gut, nicht gut).

Tabelle 4-70: Festlegung des Zustandes für die natürlichen Oberflächengewässer

Parameter zur Zustandsbewertung		Zustandsbewertung
Ökologischer Zustand	Biologische Qualitätskomponenten	Sehr gut
	Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	Gut
Hydromorphologische Qualitätskomponenten		Mäßig
		Unbefriedigend
Chemischer Zustand		Schlecht
		Gut
		Nicht gut

Die detaillierte Zustandsbewertung der 102 natürlichen Oberflächenwasserkörper (100 in der IFGE Rhein und 2 in der IFGE Maas) ergab, dass sich im Jahr 2014 nur 2 natürliche Oberflächenwasserkörper in einem guten ökologischen Zustand befanden (siehe Tabelle 4-71). Der schlechte ökologische Zustand ist bedingt durch die biologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten die generell relativ schlecht bewertet wurden. Alle Oberflächenwasserkörper befinden sich einem schlechten chemischen Zustand, welcher insbesondere aufgrund des Nachweises der Substanzen Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3cd)pyren flächendeckend als schlecht eingestuft werden musste (siehe Tabelle 4-72).

Tabelle 4-71: Ökologischer Zustand der luxemburgischen natürlichen Oberflächenwasserkörper

	Sehr gut		Gut		Mäßig		Unbefriedigend		Schlecht	
	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
IFGE Rhein	0	0	2	2	72	72	19	19	7	7
IFGE Maas	0	0	0	0	2	100	0	0	0	0
Total	0	0	2	2	74	72	19	19	7	7

Tabelle 4-72: Chemischer Zustand der luxemburgischen natürlichen Oberflächenwasserkörper

	Sehr gut		Gut		Mäßig		Unbefriedigend		Schlecht	
	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
IFGE Rhein	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
IFGE Maas	0	0	0	0	0	0	0	0	2	100
Total	0	0	102	100						

Obwohl die bestehenden Defizite in jedem einzelnen Wasserkörper in der Regel unterschiedlicher Natur sind, können sie jedoch wie folgt generalisiert werden:

- Der chemische Zustand wird vorwiegend durch Belastungen wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Schwermetalle und Pestizide negativ beeinflusst. Wie bereits im

Kapitel 4.5.4 Chemischer Gewässerzustand beschrieben, wurde aufgrund der Daten der Überblicksüberwachung und dem investigativen Monitoring eine landesweite Belastung der Oberflächenwasserkörper mit den PAK Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3cd)pyren festgestellt. Die Quelle dieser Belastung konnte jedoch noch nicht eindeutig zugewiesen werden.

- Der biologische Zustand wird aufgrund unzureichender Artenzusammensetzungen, welche wahrscheinlich auf zu hohe Nährstoffkonzentration zurückzuführen sind, sowie wenig artenreichen Beständen an Makrophyten an vielen Oberflächenwasserkörpern als mäßig bis schlecht eingestuft.
- Der physikalisch-chemische Zustand wird hauptsächlich durch Nährstoffe negativ beeinflusst.
- Bei der Hydromorphologie ist häufig die biologische Durchgängigkeit gestört und/oder die Gewässerstruktur befindet sich in einem nicht natürlichen Zustand.

Von den 8 als HMWB eingestuften Oberflächenwasserkörpern (7 in der IFGE Rhein und 1 in der IFGE Maas) befand sich ebenfalls keiner im guten Zustand.

Tabelle 4-73: Ökologisches Potenzial der luxemburgischen als HMWB eingestuften Oberflächenwasserkörper

	Sehr gut		Gut		Mäßig		Unbefriedigend		Schlecht	
	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
IFGE Rhein	0	0	0	0	2	29	4	57	1	14
IFGE Maas	0	0	0	0	0	0	1	100	0	0
Total	0	0	0	0	2	25	5	62,5	1	12,5

Eine Übersicht der Zustandsbewertung für die einzelnen Oberflächenwasserkörper ist in der Tabelle in Anhang 6.

4.6 Einschätzung der Zielerreichung und Ausweisung der gefährdeten Oberflächenwasserkörper

4.6.1 Verfahren zur Einschätzung der Zielerreichung für die OWK

Ein wesentlicher Bestandteil der Bestandsaufnahme ist die Einschätzung, ob die Umweltqualitätsziele der WRRL, das heißt der gute ökologische und gute chemische Zustand der Oberflächenwasserkörper, bis 2021 erreicht werden kann oder nicht.

Unter Berücksichtigung der festgelegten signifikanten Belastungen (siehe *Kapitel 4.4 Signifikante anthropogene Belastungen der Oberflächengewässer*), der vorläufigen Einschätzung des Gewässerzustandes bzw. des Gewässerpotenzials sowie der im ersten Bewirtschaftungszyklus, das heißt bis Ende 2015, umgesetzten und noch geplanten Maßnahmen und der Einschätzung zukünftiger (sowohl positiver als auch negativer) anthropogener Entwicklungen (wie z. B. der Klimawandel), wird pro Wasserkörper eine Einschätzung vorgenommen, ob dieser den guten Zustand bzw. das gute Potenzial bis zum Ende des zweiten Bewirtschaftungszyklus, das heißt bis Ende 2021, erreichen kann. In der Summe kann eine Verbesserung, eine Verschlechterung oder ein annähernd gleichbleibender Zustand der Wasserkörper zu erwarten sein. Diese Vorgehensweise entspricht der

von der LAWA vorgeschlagenen Vorgehensweise zur Einschätzung der Zielerreichung 2021¹²³ und ist in Anhang 7 dargestellt.

Im Rahmen der Einschätzung der Zielerreichung wurden alle Oberflächenwasserkörper in die Kategorie „Zielerreichung wahrscheinlich“ (not at risk, in grün dargestellt), „Zielerreichung unwahrscheinlich“ (at risk, in rot-orange dargestellt) bzw. „Zielerreichung unklar“ (in gelb dargestellt) eingestuft. Wenn die Zielerreichung „unklar“ bleibt, ist das bisherige Überwachungsprogramm zu überprüfen und ggf. zu erweitern oder anzupassen, bzw. ein investigatives Monitoring durchzuführen, um genügend Informationen für die Beurteilung der Zielerreichung zu erhalten.

Die Zielerreichung wird als wahrscheinlich eingestuft z. B. wenn sich alle im ersten Maßnahmenprogramm enthaltenen Maßnahmen in Umsetzung befinden oder bereits umgesetzt wurden und keine Gefährdung des Zustandes der Oberflächenwasserkörper durch zukünftige Entwicklungen abzusehen ist. Unklar ist die Zielerreichung z. B. wenn sich alle im ersten Maßnahmenprogramm enthaltenen Maßnahmen zwar in Umsetzung befinden, eine Verzögerung der Wirkung der Maßnahmen jedoch zu erwarten ist. Als unwahrscheinlich wird die Zielerreichung eingestuft wenn z. B. die im ersten Maßnahmenprogramm enthaltenen Maßnahmen sich nur zum Teil in Umsetzung befinden und weitere Maßnahmen zur Erreichung des guten Zustandes noch nach 2015 erforderlich sind.

4.6.2 Ergebnisse der Risikoabschätzung

Die Bewertung der Zielerreichung für den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial sowie den chemischen Zustand für die Oberflächengewässer führte zu folgendem Ergebnis.

Tabelle 4-74: Einschätzung der Zielerreichung für den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial und den chemischen Zustand für die Oberflächenwasserkörper der IFGE Rhein bis 2021

	Ökologischer Zustand		Chemischer Zustand	
	Anzahl der OWK	%	Anzahl der OWK	%
Zielerreichung wahrscheinlich	1	0,9%	0	0%
Zielerreichung unwahrscheinlich	85	79,5%	107	100%
Zielerreichung unklar	21	19,6%	0	0%

Tabelle 4-75: Einschätzung der Zielerreichung für den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial und den chemischen Zustand für die Oberflächenwasserkörper der IFGE Maas bis 2021

	Ökologischer Zustand		Chemischer Zustand	
	Anzahl der OWK	%	Anzahl der OWK	%
Zielerreichung wahrscheinlich	0	0%	0	0%
Zielerreichung unwahrscheinlich	3	100%	3	100%
Zielerreichung unklar	0	0%	0	0%

¹²³ LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung Produktdatenblatt 2.1.2, Überprüfung und Aktualisierung der Bestandsaufnahme nach Wasserrahmenrichtlinie bis Ende 2013, Kriterien zur Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen in Oberflächengewässern, Beurteilung ihrer Auswirkungen und Abschätzung der Zielerreichung bis 2021, Stand 30. Januar 2013

4.6.3 Darstellung der Ergebnisse

Gemäß den Vorgaben der LAWA¹²⁴, wurde für die Darstellung der Ergebnisse eine Tabelle (siehe Tabelle im Anhang 6) erstellt in der für jeden Oberflächenwasserkörper das Ergebnis der Einschätzung der Zielerreichung angegeben wird. In dieser Tabelle wurden sowohl Angaben zum ökologischen Zustand bzw. Potenzial und zum chemischen Zustand des Wasserkörpers, zu den Ursachen für die mögliche Zielverfehlung, als auch den signifikanten Belastung, welche im jeweiligen Wasserkörper vorliegen, gemacht.

¹²⁴ LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung Produktdatenblatt 2.1.2, Überprüfung und Aktualisierung der Bestandsaufnahme nach Wasserrahmenrichtlinie bis Ende 2013, Kriterien zur Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen in Oberflächengewässern, Beurteilung ihrer Auswirkungen und Abschätzung der Zielerreichung bis 2021, Stand 30. Januar 2013

5. Grundwasser

5.1 Beschreibung der Grundwasserkörper

5.1.1 Abgrenzung der Grundwasserkörper

5.1.1.1 Angewandte Methodik

Die im Zuge der Bestandsaufnahme der Internationalen Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS) 2005 festgelegte Methode zur Abgrenzung der Grundwasserkörper erfolgte nach geologischen und hydrogeologischen Kriterien und führte dazu, dass sich die Grundwasserkörper maßgeblich nach der Stratigrafie richten und Gruppen geologischer Einheiten bzw. Untereinheiten umfassen.

Innerhalb eines Grundwasserkörpers werden unterschiedliche geologische Schichten, die je nach Eigenschaften als Grundwasserleiter, beziehungsweise als Grundwassergeringleiter und als Grundwasserstauer in Erscheinung treten, zusammengefasst. Diese überlagern sich z.T. so, dass sie zu hydraulischen Trennungen führen, die Differenzierungen eines Grundwasserkörpers zulassen. Bereichsweise kommt es durch das Abtauchen geologischer Schichten daher zur vertikalen Überlagerung verschiedener Grundwasserstockwerke und -körper. Damit verbunden ist z.T. ein Übergang von freiem zu gespanntem Grundwasser zwischen nicht überdecktem und überdecktem Bereich. Aufgrund quantitativer und qualitativer Wechselwirkungen freier und gespannter Teile eines Grundwasserkörpers wurde das Kriterium Grundwasserspannung zur Abgrenzung nicht herangezogen.

Eine Veränderung der Abgrenzung der bislang ausgewiesenen Grundwasserkörper Luxemburgs wurde mehrfach überdacht. Veränderungen der Abgrenzung erfolgten letztendlich im Bezug auf die Trias, die bislang als ein zweigeteilter Grundwasserkörper angesehen wurde, nun jedoch eine Aufteilung in zwei eigenständige Grundwasserkörper erfahren hat (GWK Trias-Nord und GWK Trias-Ost).

5.1.1.2 Grundwasserkörper in Luxemburg

Nachfolgend werden die Grundwasserkörper (GWK) Luxemburgs zusammengestellt, die nach Überprüfung des ersten Bewirtschaftungsplanes aktuell abgegrenzt sind. Es wurden keine Gruppen von Grundwasserkörpern ausgewiesen. Sämtliche Grundwasserkörper sind der Flussgebietseinheit Rhein zugeordnet, sodass auf die internationale Flussgebietseinheit Maas nachfolgend verzichtet werden kann.

Tabelle 5-1: Grundwasserkörper in Luxemburg (Stand 2013)

Grundwasserkörper	Bezeichnung	Fläche	Internationale Flussgebietseinheit
Devon	MES 1	835 km ²	Rhein
Trias-Nord	MES 6	538 km ²	
Trias-Ost	MES 7	423 km ²	
Unterer Lias	MES 3	912 km ²	
Mittlerer Lias	MES 4	145 km ²	
Oberer Lias/Dogger	MES 5	21 km ²	
Gesamtfläche		2875 km²	

Anmerkung zur Tabelle 5-1: Im Vergleich zum ersten Bewirtschaftungsplan wurde der Grundwasserkörper Trias (MES 2) in 2 unterschiedliche Grundwasserkörper aufgeteilt: Trias-Nord (MES 6) und Trias-Ost (MES7). Die Gesamtfläche der Grundwasserkörper ändert nicht im Vergleich zum ersten Bewirtschaftungsplan.

Die räumliche Ausdehnung der Grundwasserkörper ist in Karte 5.1 im Anhang 1 dargestellt. Die Fläche Luxemburgs wird durch die sechs Grundwasserkörper lückenlos abgedeckt.

Infolge der bereichsweise vertikalen Überlagerung von Grundwasserkörpern ist die Gesamtfläche der Grundwasserkörper größer als die Landesfläche Luxemburgs. Es können sich bis zu 3 unterschiedliche Grundwasserkörperhorizonte vertikal überlagern. Die unterschiedlichen Grundwasserkörper Horizonte (Oberer Horizont, mittlerer Horizont, unterer Horizont) sind in den Karten 5.3, 5.4 und 5.5 im Anhang 1 dargestellt. Der ursprüngliche GWK Trias ist aufgrund der klaren räumlichen Abgrenzbarkeit seines nördlichen und seines östlichen Teils in zwei Grundwasserkörper aufgeteilt worden. Beide sind durch den dazwischen liegenden GWK Unterer Lias getrennt.

Die sechs Grundwasserkörper lassen sich hinsichtlich ihrer geologisch-hydrogeologischen Charakteristiken, ihrer grenzüberschreitenden Ausdehnung und ihrer direkt abhängigen Oberflächengewässer- oder Landökosystemen zusammenfassend wie folgt beschreiben.

Die unterschiedlichen Grundwasserleiter mit ihren Eigenschaften sind in Karte 5.2 im Anhang 1 dargestellt.

Tabelle 5-2: Charakteristiken der Grundwasserkörper Luxemburgs (Zusammenfassung)

GWK	Stratigrafie	Lithologie	Hydrogeologie	Grenzüberschreitender GWK	Abhängige Ökosysteme
Devon	Siegen und Ems des Unterdevon (Sg1 - E3)	Sandsteine, Quarzitsandsteine, Quarzite, (sandige) Schiefer, (Quarz-) Phyllite, z.T. Wechsellagerungen mit Ton- und Siltsteinen	Kluft-Grundwasserleiter bis -geringleiter (sandige-quarzitische Bereiche), sonst Grundwassergering- bis -nichtleiter; Wasserführung meist oberflächennah; freies Grundwasser	ja	ja
Trias-Nord	Buntsandstein (s), Muschelkalk (mu - mo), Keuper (ku - ko), Triasrandfazies (s/m)	vorwiegend Sandsteine und Konglomerate (Buntsandstein), Kalk- und Mergelsteine, z.T. Sandsteine (Muschelkalk), Ton- und Mergelsteine, z.T. Sandsteine (Keuper); Triasrandfazies (GWK Trias-Nord) mit	Kluft- bis Poren-Kluft-Grundwasserleiter (Buntsandstein, z.T. Unterer Muschelkalk), Kluft- bis Karst-Grundwasserleiter (Oberer Muschelkalk), Grundwassergering- (sandiger Keuper) bis -nichtleiter (toniger Keuper, Teile des Muschelkalks); Bundsandstein im zentralen GWK Trias-Nord direkt anstehend, randlich im GWK Trias-Nord sowie weitgehend flächig im GWK Trias-Ost überdeckt; Wasserführung oberflächennah bis tief; Grundwasser frei bis gespannt	ja	ja
Trias-Ost	Buntsandstein (s), Muschelkalk (mu - mo), Keuper (ku - ko)	Übergangsausprägung zwischen Buntsandstein und Muschelkalk; Buntsandstein (östlicher Teil des GWK Trias-Nord) z.T. stark evaporithaltig		ja	ja
Unterer Lias	Pylonoten-Schichten (li1), Luxemburger Sandstein (li2), Mergel und Kalke von Strassen (li3), Fossilarme Tone (li4)	Kalksandstein (Luxemburger Sandstein), im übrigen zumeist Mergel- und Tonsteine, z.T. eingelagerte Kalksteine	Kluftgrundwasserleiter (Luxemburger Sandstein), Grundwassergeringleiter (Kalksteine im li1 und li3) bzw. -nichtleiter (weite Teile von li1, li3 und li4); Wasserführung im Luxemburger Sandstein je nach Lagerung und Überdeckung oberflächennah bis tief; Grundwasser frei (teil-/unüberdeckter Luxemburger Sandstein) bis gespannt (überdeckter Luxemburger Sandstein, vor allem südwestliches Luxemburg)	ja	ja

GWK	Stratigrafie	Lithologie	Hydrogeologie	Grenzüberschreitender GWK	Abhängige Ökosysteme
Mittlerer Lias	Davoeikalk (Im1), Margaritatus-Schichten (Im2), Spinatus-Schichten (Im3), Mittelliassandstein (Macigno) als Teil des Im3	vorwiegend Ton- und Mergelsteine, z.T. Kalksteine sowie toniger Sandstein mit mergeligen Zwischenlagen und lokalen Anreicherungen von Eisenoxiden/-hydroxiden (Mittelliassandstein, Grès Médioliasique)	Kluft-Poren-Grundwassergeringleiter (Mittelliassandstein), sonst weitgehend Grundwassernichtleiter; Wasserführung oberflächennah bis tiefer (je nach Mächtigkeit des Mittelliassandsteins); freies Grundwasser	nein	ja
Oberer Lias / Dogger	Falciferen-Schichten (Io1), Bifrons-Schichten (Io2), Striatulus-Schichten (Io3), Voltzimergel (Io4), Fallaciosus-Schichten (Io5), Minette (Io6, Io7, dou, dom)	vorwiegend Ton- und Mergelsteine, z.T. Sandsteine, Schiefer (Io), z.T. Kalksteine (z.B. Calcaire de Rumelange, dom); oolithisches Eisenerz und Sandstein (Grès Supraliasique) im Wechsel mit tonig-mergeligen Schichten (Minette)	Kluft- bis Karstgrundwasser in massigen Kalksteinen (Doggerkalke), Poren-Kluft-Grundwasserleiter in Sandsteinen (Oberer Lias); im Übrigen weitgehend Grundwassergering- bis -nichtleiter; Wasserführung oberflächennah; freies Grundwasser	ja	ja

5.1.1.3 Grenzüberschreitende Grundwasserkörper

Mit Ausnahme des GWK Mittlerer Lias bestehen zwischen allen übrigen Grundwasserkörpern des Landes hydraulische Verbindungen zu Grundwasserkörpern der Nachbarstaaten. Dies ist vor allem der Fall, wo die Staatsgrenze sich nicht nach Fließgewässern richtet (Südosten, Süden, Südwesten, Westen).

Es wurden grenzüberschreitende Grundwasserkörper zu Deutschland (Saarland), Belgien und Frankreich identifiziert. Diese sind in Karte 5.6 in Anhang 1 dargestellt. Damit kann die qualitative und quantitative Beschaffenheit des dortigen Grundwassers und deren Beeinflussung durch u.a. Landnutzung und Grundwasserentnahmen grenznah außerhalb Luxemburgs potenziell Einfluss auf das Grundwasser in den Grundwasserkörpern Luxemburgs haben. Mit Belgien und Frankreich wird momentan über mögliche internationale Abkommen verhandelt, damit zukünftige Trinkwasserschutzgebiete auf belgischem beziehungsweise französischem Staatsgebiet um Trinkwasserfassungen herum, welche sich auf luxemburgischem Staatsgebiet befinden, ausgewiesen werden können.

Bei tief liegenden Grundwasservorkommen werden Fließgewässer, die oberflächennah als hydraulische Grenze in Erscheinung treten, z.T. unterströmt. Dies ist in Teilen des GWK Trias-Ost der Fall, wo im Oberen Muschelkalk Fließverbindungen zwischen Luxemburg und Deutschland bestehen. Der Obere Muschelkalk wird hier beiderseits der Mosel zur Trinkwassergewinnung herangezogen. Ein hydraulischer Austausch in größerer Tiefe ist hier bereichsweise auch im Buntsandstein möglich.

Im Nordosten Luxemburgs tritt die Our in Richtung Deutschland (Rheinland-Pfalz) weithin als hydraulische Grenze in Erscheinung. Im gespannten Teil des GWK Unterer Lias bestehen Fließverbindungen nach Belgien und Frankreich, wo aus dem Unteren Lias ebenfalls zu Trinkwasserzwecken erfolgen. In größerer Tiefe ist eine Fließverbindung in der Trias (Buntsandstein, Muschelkalk) nach Frankreich und Belgien möglich. Aufgrund der Überdeckungsmächtigkeit und der Entfernung zu den GWK Trias-Nord und GWK Trias-Ost wird jedoch von keinen relevanten Einflüssen auf das dortige Grundwasser ausgegangen.

5.1.2 Allgemeine Charakteristik der über dem Grundwasser liegenden Schichten

5.1.2.1 Angewandte Methodik

Die Boden- und Gesteinsschichten oberhalb des Grundwassers (Grundwasserüberdeckung, Deckschichten) bestimmen die Empfindlichkeit des Grundwassers gegenüber stofflichen Einträgen (natürlicher Gefährdungsschutz). Die Bewertung der Deckschichtensituation erfolgte auf Grundlage allgemeiner Informationen zum Gesteins- und Untergroundaufbau, idealisiert für typische Gegebenheiten in den Grundwasserkörpern Luxemburgs anhand des Verfahrens von Hölting¹²⁵ zur Bestimmung der Empfindlichkeit (Vulnerabilität) des Grundwassers, das von den deutschen geologischen Landesämtern entwickelt wurde.

¹²⁵ Hölting B., Haertlé T., Hohberger K., Nachtigall K.-H., Villinger E., Weinzierl W., Wrobel J.-P.: Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Geologisches Jahrbuch, Reihe C, Heft 63, S. 5-24, Hannover, 1995

5.1.2.2 Deckschichtensituation in den Grundwasserkörpern

Die natürliche Schutzabschirmung des Grundwassers im GWK Devon ist meist nur gering bis sehr gering. Die Empfindlichkeit des Grundwassers ist teilweise sehr hoch. Infolge meist oberflächennahen Grundwassers und damit geringmächtiger Deckschichten ist das Grundwasser anfällig gegenüber Stoffzutritten.

Die Situation im GWK Trias-Nord ist örtlich sehr unterschiedlich. Wo Buntsandstein und Oberer Muschelkalk nicht oder nur geringmächtig überdeckt sind, ist der natürliche Grundwasserschutz (sehr) gering und die Grundwasserempfindlichkeit (sehr) hoch. Bei Überdeckung durch geringdurchlässige Schichten in größerer Mächtigkeit und höherem Flurabstand sinkt die Grundwasserempfindlichkeit, sodass mittlere bis gute Abschirmungen gegeben sein können. Im Buntsandstein sind bei flächiger Überlagerung durch Mittleren Muschelkalk, im Oberen Muschelkalk bei ausreichender Überdeckung durch Keuper günstige Verhältnisse gegeben. Gespanntes Grundwasser deutet auf günstigere Verhältnisse hin.

Im GWK Trias-Ost ist im Buntsandstein durch die weitflächige Überdeckung durch Muschelkalk und Keuper die natürliche Schutzabschirmung des Grundwassers (sehr) gut und dessen Empfindlichkeit gering bis sehr gering. Dies gilt auch für den Oberen Muschelkalk, wenn dieser flächig in größerer Mächtigkeit von Keuper überdeckt wird. Wo der Obere Muschelkalk direkt ansteht oder nur gering überdeckt ist, ist die Situation ungünstig. Die Schutzabschirmung ist dort teilweise sehr gering und die Empfindlichkeit des Grundwasser hoch bis sehr hoch. Gespanntes Grundwasser deutet auf günstigere Deckschichtenverhältnisse hin.

Im GWK Unterer Lias gilt es die Situation im ungespannten und im gespannten Luxemburger Sandstein zu differenzieren. Im ungespannten Teil schwankt die Grundwasserempfindlichkeit mit Lithologie und Mächtigkeit der Überdeckung (Flurabstand) sowie Ausbildung des Sandsteins und dessen Trenngefüge. Bei geringem Verwitterungsgrad, geringer Überdeckung und starker Klüftung ist die natürliche Schutzabschirmung sehr gering und die Empfindlichkeit des Grundwassers sehr hoch. Wo eine Überdeckung durch Tone und Mergel gegeben ist, bedingen diese eine bessere bis eine teilweise sehr gute Abschirmung. Im gespannten, flächig überdeckten, Teil des GWK Unterer Lias ist die Deckschichtensituation sehr günstig.

Im GWK Mittlerer Lias ist das Grundwasser dort geringer empfindlich, wo die wasserführenden Schichten tiefer liegen und eine mächtigere Überdeckung durch Ton- und Mergelsteine ausgebildet ist, die für gespannte Verhältnisse sorgt. Bei oberflächennahem Grundwasser ist die Abschirmung oft nur gering und das Grundwasser empfindlich, begünstigt durch freie Grundwasserverhältnisse.

Die Schutzabschirmung des Grundwassers im GWK Oberer Lias/Dogger wird maßgeblich dadurch bestimmt, ob Deckschichten durch den Minetteabbau verändert wurden. Mächtigkeit, Lithologie und Trenngefügeausbildung in der Grundwasserüberdeckung bestimmen die Empfindlichkeit des Grundwassers, die je nach örtlicher Situation zwischen teilweise sehr hoch und sehr gering schwanken kann.

Die maximale Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung, bezogen auf das oberste Grundwasserstockwerk im Festgestein, wird in Karte 5.7 in Anhang 1 in einer Schemakarte dargestellt.

5.2 Belastung der Grundwasserkörper

Im Rahmen der Beschreibung der Grundwasserkörper ist zu beurteilen, inwieweit Grundwasserkörper durch menschliche Tätigkeit belastet sind. Die Belastungen werden dabei nach Herkunftsbereich gegliedert:

- Belastungen durch Schadstoffquellen:
 - diffuse Schadstoffquellen;
 - punktuelle Schadstoffquellen;
- Belastungen durch Entnahmen;
- Belastungen durch künstliche Grundwasseranreicherungen;
- Sonstige Belastungen:
 - Klimawandel;
 - Salzbelastungen;
 - Wärmeaustausch;
- CO₂-Lagerstätten

Die Beschreibung der Belastungen für das Grundwasser orientiert sich grundsätzlich am *Kapitel 4.4 Signifikante anthropogene Belastungen der Oberflächenwasserkörper*, wobei allerdings die spezifisch für das Grundwasser geltende Charakteristika zu beachten sind (siehe *Kapitel 5.1.2 Allgemeine Charakteristik der über dem Grundwasser liegenden Schichten*).

5.3 Belastungen der Grundwasserkörper durch Schadstoffquellen

Die stofflichen Belastungen von Grundwasserkörpern werden in diffuse und punktuelle Belastungen unterschieden.

Tabelle 5-3: Übersicht identifizierter bedeutender Belastungen durch Schadstoffquellen der Grundwasserkörper Luxemburgs

Belastung:	Bedeutung in den Grundwasserkörpern					
	Devon	Trias-Nord	Trias-Ost	Unterer Lias	Mittlerer Lias	Oberer Lias/Dogger
Diffuse stoffliche Belastungen aus Landwirtschaft (Düngung, Schädlingsbekämpfung)	(+)	+	+	+	(+)	–
Punktuelle stoffliche Belastungen (indirekte Einleitungen, Kläranlagen und Straßengewässer, Altlasten)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
+ übergeordnet bedeutend (+) örtlich bedeutend – nicht bedeutend						

Wie bereits die Resultate des ersten Bewirtschaftungsplans 2009 zeigten, sind flächige Belastungen des Grundwassers vor allem auf diffuse Schadstoffquellen zurückzuführen. Bei den diffusen stofflichen Belastungen stehen Stickstoff- und Pestizideinträge durch landwirtschaftliche Bodennutzung im Vordergrund.

Örtlich kann Bebauung (vor allem großgewerblich-industrielle Ansiedlungen, Altstandorte und Altlasten) eine mittelbare oder unmittelbare diffuse stoffliche Beeinflussung des Grundwassers bedingen (z.B. Pestizideinsatz in Gärten, auf Sport- und Grünflächen usw.; undichte Abwasserkanalisation mit Austrag von u.a. Nitrat und Chlorid; Altlasten in großflächigen Industriegebieten mit Eintrag von u.a. Schwermetallen).

Bei den punktuellen Schadstoffquellen wurden kommunale Kläranlagen und Straßenabwasser mit indirekter Einleitung in das Grundwasser, sowie Altlasten für die Risikobewertung mit herangezogen. Es wurde überprüft ob gegebenenfalls durch sich ausbreitende Schadstofffahnen Risiken für Grundwasserkörper bestehen, sodass bis 2021 nicht alle Umweltziele gemäß den Vorgaben der WRRL erreicht werden können.

5.3.1 Angewandte Methodik

Zur Identifizierung von diffusen Schadstoffquellen wurde sich sowohl auf die Ergebnisse der Gewässerzustandsüberwachung als auch auf die Bodennutzungsdaten (Corine Landcover 2001 und 2007) berufen. Bezüglich der Belastung von Stickstoff (Nitrat), wurde eine Plausibilitätsanalyse für Quelfassungen, welche zur Trinkwasserversorgung genutzt werden, durchgeführt um etwaige Korrelationen zwischen Landnutzung und Schadstoffkonzentrationen zu identifizieren (Drechsler, 2008)¹²⁶. Zudem wurden Resultate der Berichterstattung gemäß Artikel 10 der Nitratrichtlinie¹²⁷ berücksichtigt, sowie wissenschaftliche Studien^{128 129}.

Luxemburg verfügt über ein dichtes Netz von Grundwassermessstellen, welches es erlaubt die Wasserqualität kleinräumig zu überwachen und etwaige Belastungen frühzeitig festzustellen. Die räumliche Verteilung der Grundwasserüberwachungsstellen erlaubt eine repräsentative Risikoanalyse der Grundwasserkörper.

5.3.2 Belastungen durch diffuse Schadstoffquellen

Die Tabelle 5-4 verdeutlicht die Verteilung der Landnutzung pro Grundwasserkörper aufgrund von Flächendaten, welche 2007 erhoben wurden. Es sei angemerkt, dass die Änderungen der Flächennutzung seit 2001 als geringfügig zu bezeichnen sind.

Tabelle 5-4: Verteilung der Landnutzung in den unterschiedlichen Grundwasserkörper

Landnutzung	Flächenanteil (in %) pro Grundwasserkörper					
	Devon	Trias-Nord	Trias-Ost	Unterer Lias	Mittlerer Lias	Oberer Lias / Dogger
Landwirtschaftliche Flächen*	26,5	21,3	18,6	19,3	18,7	15
Wald	43,3	26,7	28,5	37,9	12,9	68,7
Grünland**	21,5	36,6	32,6	24,4	34,1	7,1
Urbane Flächen	2,45	5,5	4,6	6,6	12,2	0,6
Industrie-und Gewerbegebiete	2,9	4,1	4	5,8	11	2,13
Andere	3,45	5,8	12,7***	5,5	11,1	6,5

* Diese Kategorie beinhaltet laut der « Carte d'occupation bio-physique du sol » (OBS Karte): « Terres agricoles, cultures annuelles » (2.1.1.1) und « Pépinières, horticulture, arbres de Noël » (2.1.1.2)

** Diese Kategorie beinhaltet laut der « Carte d'occupation bio-physique du sol » (OBS Karte): « Prairie humide (2.3.1.1) und « Prairie mésophile » (2.3.2.1)

¹²⁶ Studie zur Plausibilitätsanalyse für die luxemburgischen Wasserschutzgebiete auf den Parameter Nitrat, Drechsler Ingenieurdienst, 2008

¹²⁷ Ministère de l'Intérieur et à la Grande Région - Administration de la gestion de l'eau, 2012

¹²⁸ Projet Spatialmonitoring, Centre de Recherche Public Henri Tudor - Centre de ressources des technologies de l'environnement, 2008

¹²⁹ Projet GW-Mitigation, Centre de Recherche Public Henri Tudor - Centre de ressources des technologies de l'environnement, 2014

*** Obstgärten und Weinreben: 6,4%

Wald (Devon, Unter Lias, Oberer Lias/Dogger) und Grünland (Trias-Nord, Trias-Ost, Mittlerer Lias) stellen die dominierenden Landnutzungstypen dar. Zu bemerken ist, dass Obstgärten und Weinreben vor allem im GWK Trias-Ost von Bedeutung sind. Auffallend ist zudem, dass die Ackerflächen im GWK Devon einen relativ bedeutenden Anteil ausmachen. Die Verteilung der Ackerflächen ist landwirtschaftlich-historisch begründet. So lassen sich die ebeneren, teilweise sandigeren Böden der Hochplateaus im GWK Devon leichter beackern.

5.3.2.1 Belastungen durch Nitrate

Ein Anstieg der durchschnittlichen Nitratkonzentrationen an den Grundwassermessstellen ist mit Zunahme der landwirtschaftlichen Nutzflächen Ackerfläche/Grünland festzustellen. Es bleibt jedoch zu bemerken, dass sich lokal in Abhängigkeit der geologischen Begebenheiten (erhöhte Vulnerabilität, vorteilhafte Deckschichtensituation) eine starke Streuung der Werte bemerkbar macht. Die landesweite Verteilung der Nitratkonzentrationen ist in Tabelle 5-5 angegeben.

Tabelle 5-5: Verteilung der mittleren Nitratkonzentrationen von 79 Quellen in Abhängigkeit der Flächennutzung¹³⁰

	Mittlere Nitratkonzentrationen in Grundwassermessstellen (mg/l)
Landwirtschaft > 66% Gebietsfläche	35
Landwirtschaft < 66% sowie Wald < 66%	26
Wald > 66% Gebietsfläche	18

Die wesentliche Ursache des Anstieges der Nitratkonzentrationen dürfte auf eine höhere Bewirtschaftungsintensität zurückzuführen sein (Eintrag von stickstoffhaltigen Mineral- und Wirtschaftsdüngern). Nach Erfahrungswerten kann davon ausgegangen werden, dass ein höherer Grünlandanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche zu einer geringeren Nitratbelastung führt als ein höherer Ackeranteil (Drechsler, 2008)¹³¹. Laut Nitratbericht lag der jährliche Eintrag von mineralischem Stickstoff im Zeitraum 2008-2011 bei ungefähr 100 kg N/ha. Laut demselben Bericht ist der Eintrag von organischem Stickstoff in dem Zeitraum 2008-2011 wieder leicht angestiegen (94,76 kg N/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche) was mit einer Zunahme des Viehbestandes zusammenhängt.

Der Anteil der Maisflächen erreichte im Zeitraum 2008-2011 landesweit einen Anteil von über 20% der Ackerflächen was gegenüber dem Zeitraum 2004-2007 einen Anstieg von mehr als 10% bedeutet. Neben dem Mais für Fütterungszwecke wird seit etwa 15 Jahren ein progressiver Anstieg von Mais zu energetischen Zwecken (Biogasanlagen) festgestellt. Die Zunahme der für Maisanbau genutzten Flächen ist in den letzten Jahren vor allem im Ösling (GWK Devon) signifikant.

¹³⁰ Studie zur Plausibilitätsanalyse für die luxemburgischen Wasserschutzgebiete auf den Parameter Nitrat, Drechsler Ingenieurdienst, 2008

¹³¹ Studie zur Plausibilitätsanalyse für die luxemburgischen Wasserschutzgebiete auf den Parameter Nitrat, Drechsler Ingenieurdienst, 2008

Tabelle 5-6: Verteilung der Nitratkonzentrationen an 347 Grundwassermessstellen im Zeitraum 2008-2010 (Auszug Berichterstattung Nitratrichtlinie)

Kategorie	Messstellen	
	Anzahl	%
>50 mg NO ₃ /l	37	10,66
>37,5 und ≤50 mg NO ₃ /l	58	16,71
>25 und ≤37,5 mg NO ₃ /l	68	19,60
>10 und ≤25 mg NO ₃ /l	123	35,45
≤10 mg NO ₃ /l	61	17,58

5.3.2.2 Belastungen durch Pestizide

Eine 2011 durchgeführte Beprobung hat ergeben, dass landesweit an mehr als 70% der Grundwassermessstellen Pestizidrückstände gemessen wurden. Die am häufigsten auftretenden Substanzen sind der Reihenfolge nach: Desethylatrazin (+/- 55%), Atrazin (40%), Dichlorobenzamid (35%), Metolachlor ESA (30%) und Bentazon (15%).

Rezente Messungen weisen seit 2008 ein stark vermehrtes Vorkommen des S-Metolachlor-Metaboliten „Metolachlor ESA“ auf. Produkte auf S-Metolachlor-Basis werden seit 2005 vermehrt als Ersatzsubstanz von Atrazin im Maisanbau benutzt. Die derzeit gemessenen Konzentrationen überschreiten teils den geltenden Trinkwassergrenzwert von 0,1µg/l. Im Gegensatz zu rückläufigen Konzentrationen von Atrazin und Desethylatrazin, zeigen die Konzentrationen von Metolachlor ESA vielerorts eine zunehmende Tendenz.

5.3.3 Belastung durch punktuelle Schadstoffquellen

In allen Grundwasserkörpern lassen sich punktuelle Schadstoffquellen belegen, die vor allem mit kleinräumlichen Ansiedlungen und Altlasten einhergehen. Eine Karte mit möglichen punktuellen Schadstoffquellen nach Corine Landcover ist im Anhang beigefügt. Die Belastungen durch Altlasten werden separat im nachstehenden Kapitel 5.3.3.1 behandelt. Die Altlasten können die stoffliche Beschaffenheit des Grundwassers lokal beeinflussen, bedingen jedoch räumlich übergeordnet keine Belastung größerer Teile der Grundwasserkörper. Punktuelle Schadstoffquellen konzentrieren sich zumeist auf dichter bis dicht besiedelte Teile der Grundwasserkörper (einschließlich Altlasten). Die Belastungen durch punktuelle Schadstoffquellen sind in Karte 5.8 im Anhang 1 dargestellt.

5.3.3.1 Belastungen durch Altlasten

Laut aktuellen Daten des Altlasten- und Verdachtsflächenkataster der Umweltverwaltung (siehe auch Kapitel 4.4.2 *Signifikante diffuse Schadstoffquellen*) sind bei 16 bestätigten Altlasten lokal signifikante Belastungen des Festgesteines oberhalb der gesättigten Grundwasserzone, sowie teilweise im Grundwasser festgestellt worden. 10 Altlasten befinden sich innerhalb der GWK Unterer Lias und 6 im GWK Trias-Nord. Obwohl bisweilen keine weitverbreitete, signifikante Verschlechterung der Grundwasserqualität festgestellt wurde, kann in den identifizierten Fällen eine Ausbreitung der Schadstofffahnen im Grundwasser nicht ausgeschlossen werden. Bei den Altlasten handelt es sich um Schadensfälle im Bereich von ehemaligen chemischen Wäschereien, unterirdischen Heizöltanks, Tankstellen, um Schrotthändler sowie Gasfabriken. Die Belastungen durch Altlasten sind in Karte 5.9 im Anhang 1 dargestellt.

5.3.3.2 Belastungen durch kommunale Kläranlagen

In Luxemburg gibt es keine Kläranlagen mit direkten Einleitungen ins Grundwasser (Versickerung). Örtlich sind, vor allem im GWK Unterer Lias, indirekte Einleitungen durch infiltrierende Oberflächengewässer nicht ausgeschlossen. Bisweilen deuten aber keine Monitoringergebnisse an Grundwassermessstellen auf derartige Infiltrationen hin.

5.3.3.3 Belastungen durch Straßenabwässer

Zur Beschreibung der Belastungen durch Straßenabwässer wird auf das *Kapitel 4.4.2.2 Straßenabwässer* verwiesen. Belastungsgefahren für das Grundwasser bestehen durch direkte Einleitungen bzw. durch indirekte Versickerungen von potentiell belasteten Oberflächengewässern. Aufgrund bestehender Monitoringergebnisse ist derzeit von keiner signifikanten Belastung auszugehen.

5.3.4 Andere anthropogene Belastungen

5.3.4.1 Auswirkungen des Klimawandels

Wie durch Studien belegt¹³², erfolgt die Grundwasserneubildung in Luxemburg vor allem zwischen Ende Herbst (Oktober-November) und Anfang Frühjahr (März-April). In dieser Zeitspanne haben die Niederschläge maßgebenden Einfluss auf den quantitativen Zustand der Grundwasserreserven. Mehrjährige relative Wintertrockenperioden bewirken einen signifikanten Rückgang der Grundwasserreserven und damit auch Quellschüttungen.

In den letzten 30 Jahren war dies während den Jahren 1992-1994, 1996-1999 und 2005-2006 der Fall. Während der letztgenannten Zeitspanne nahmen die Quellschüttungen z.B. im Bereich Luxemburg-Stadt um ca. 30 % im Vergleich zum langjährigen Mittel ab. Bis 2012 lagen die Schüttungen unter dem langjährigen Mittel, was auch durch die relativ niederschlagsarmen Winter 2010-2011 und 2011-2012 begründbar ist.

Durch vielfach relativ große Grundwasserflurabstände liegen die Aufenthaltszeiten im nicht gesättigten Bereich nach einer Studie¹³³ zwischen 2 und 4 Jahren. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich erst nach dieser Zeit relative Trocken- bzw. Nassperioden in den Quellschüttungen bemerkbar machen.

Die Klimaszenarien sagen für Luxemburg eine Zunahme der Niederschlagsmenge während der Winter sowie höhere Temperaturen und eine Zunahme der Niederschlagsintensität während des Sommers voraus. Dies lässt rückschließen, dass es durch die prognostizierten Klimawandelszenarien in Luxemburg wohl zu keiner Verschlechterung des quantitativen Zustandes der Grundwasserkörper kommen wird. Eine lokale Verschlechterung des qualitativen Zustands aufgrund erhöhter Niederschlagsintensität und erhöhter Erosion kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Andere relevante bzw. signifikante anthropogene Belastungen, zusätzlich zu den in *Kapitel 5.3*

¹³² Surveillance quantitative des eaux souterraines du Grand-Duché de Luxembourg, Analyse des données du réseau de mesure de l'Administration de la gestion de l'eau, Centre de Recherche Public Gabriel Lippmann, 2012

¹³³ Projet GW-Mitigation, Centre de Recherche Public Henri Tudor - Centre de ressources des technologies de l'environnement, 2014

Belastungen der Grundwasserkörper durch Schadstoffquellen beschriebenen Schadstoffquellen, sind nicht bekannt.

5.3.4.2 Salzbelastungen

Signifikante Salzwässer oder ähnliche Eindringungen in Grundwasserkörper sind derzeit nicht bekannt. Das Vorkommen von Salzwasser ist als äußerst lokal anzusehen (isolierte Gipslagen bzw. -linsen innerhalb von geologischen Schichten).

Um Salzkonzentrationen als Folge menschlicher Tätigkeiten identifizieren zu können, werden die Konzentrationen von Sulfat und Chlorid herangezogen. Es hat sich ergeben, dass aufgrund der geologischen Begebenheiten Sulfat und Chlorid zur repräsentativen Einschätzung etwaiger Salzbelastungen geeignet sind.

5.3.4.3 Wärmeaustausch

Wasser-Wasser-Wärmepumpenanlagen sind aufgrund der hydrogeologischen Gegebenheiten (Kluftgrundwasserleiter) in Luxemburg verboten. Jährlich gehen bei der Wasserwirtschaftsverwaltung rund 200 Genehmigungsanfragen für oberflächennahe Erdwärmesondenbohrungen (maximale Tiefe: 120 Meter) ein. Genehmigungen werden in Anbetracht der Lage von Grundwasserkörpern, welche für die Trinkwassergewinnung genutzt werden, ausgestellt. Bohrungen innerhalb von Grundwasserleitern, welche für Trinkwasserzwecke genutzt werden, sind nicht erlaubt.

5.3.4.4 CO₂-Lagerstätten

Aufgrund der geologischen Konstellation, ist die unterirdische Lagerung von CO₂ in Luxemburg nicht machbar. Dies ist im Gesetz vom 27. August 2012 festgehalten¹³⁴.

Auch die Nutzung von Schiefergas ist aus geologischen Gründen nicht machbar.

5.4 Belastungen der Grundwasserkörper durch Entnahmen

5.4.1 Angewandte Methodik

Zur Identifizierung etwaiger mengenmäßiger Belastungen des Grundwassers in den Grundwasserkörpern Luxemburgs wurden die Grundwasserentnahmen (Stand 2012) auf Grundlage der Erhebungen zur Umsetzung des Artikel 15 des Wassergesetzes¹³⁵ (Wasserentnahmegeld) differenziert nach Entnahmen für die öffentliche Trinkwasserversorgung sowie Entnahmen im Rahmen industriell-gewerblicher und landwirtschaftlicher Eigenversorgung betrachtet. Falls möglich wurden diese Angaben mit Grundwasserneubildungsdaten, welche aus konzeptuellen bzw. numerischen Modellen stammen, verglichen. Solche Modelle wurden für den GWK Trias-Nord, sowie Teile der GWK Trias-Ost und unterer Lias erstellt¹³⁶ und gingen aus Studien hervor, die in den letzten Jahren

¹³⁴ Loi du 27 août 2012 relative au stockage géologique du dioxyde de carbone

¹³⁵ Loi du 19 décembre 2008 relative à l'eau

¹³⁶ Hydrogeologisches Modell „Nördliche Trias Luxemburg“, BCE, 2012 - Grundwassermanagementplan Luxemburger Sandstein, BCE, 2010 - Aufbau eines konzeptionellen Untergrundmodells und eines numerischen

für Teile Luxemburgs erarbeitet wurden (u.a. Teile GWK Unterer Lias, GWK Trias-Nord, Teile GWK Trias-Ost).

Rückschlüsse zur mengenmäßigen Veränderung des Grundwasserdargebots gründen aus der Entwicklung von Grundwasserständen an den Monitoringmessstellen. Die Auswertung und Bewertung der Daten (Grundwasserstände und Quellschüttungen) erfolgte visuell und statistisch. Über Regressionsgeraden wurden Trendentwicklungen abgeschätzt. Belegbare oder sich andeutende Trendveränderungen wurden berücksichtigt. Die Bedeutung örtlich unterschiedlicher Empfindlichkeiten des Grundwassers gegenüber Niederschlägen und Landnutzung, der Grundwasserflurabstand und die Ausbildung der Grundwasserüberdeckung für quantitative Veränderungen wurden einbezogen.

Im Rahmen erfolgter numerischer Grundwasserströmungsmodellierungen in verschiedenen Landesteilen konnten unterschiedliche Entnahmekonstellationen und deren Auswirkung auf u.a. das Grundwasserdargebot abgeschätzt werden. Hieraus resultierten weiterführende Kenntnisse vor allem in den gespannten Bereichen des GWK Unterer Lias und im südlichen Teil des GWK Trias-Ost.

5.4.2 Belastungen durch Entnahmen

Luxemburg verfügt aufgrund seiner klimatologischen Verhältnisse (Niederschlag, Abfluss, Verdunstung) und der hydrogeologischen Ausprägung der vorzufindenden Festgesteine über umfangreiche Grundwasserressourcen, die jedoch ungleich über das Landesgebiet verteilt sind. Während der GWK Unterer Lias (Luxemburger Sandstein) und Teile des GWK Trias-Nord und des GWK Trias-Ost (Buntsandstein, Oberer Muschelkalk) große, weitflächig verbreitete Grundwasservorkommen besitzen, sind diese in den übrigen Grundwasserkörpern auf kleinere Teilgebiete oder bestimmte Gesteine beschränkt.

Räumlich übergeordnet ist keine Übernutzung des Grundwassers zu belegen. Bei dem absehbaren zukünftigen Wasserbedarf ist eine solche grundwasserkörperbezogen auch nicht anzunehmen. Dies schließt kleinräumliche, gebietspezifische Überlastungen bei einem Ungleichgewicht zwischen Grundwasserdargebot bzw. -neubildung und Grundwasserentnahme mit potenziell negativen Auswirkungen u.a. auf den Naturhaushalt allerdings nicht aus. Dies gilt vor allem für Landesteile, in denen auf engem Raum zeitlich begrenzt viel Grundwasser über Bohrungen gefördert wird und diese Entnahmen durch sehr geringe Neubildungsraten zu lokalen Übernutzungen führen können. Betroffen sind hier 3 Brunnenstandorte im GWK Unterer Lias (Scheidhof, Trois-Pont, Koerich) sowie 1 Standort im GWK Trias Nord welche das Trinkwassersyndikat SEBES als Notversorgungsbrunnen mit nationaler Bedeutung im Fall eines außergewöhnlichen Bedarfes (anhaltende Trockenzeit) bzw. eines Ausfalles (Unfall, Instandsetzung der Staumauer) der Trinkwasserförderung aus der Anlage des Stausees in Esch/Sauer betreibt. Die Förderung an diesen Standorten ist maximal auf einige Wochen im Jahr begrenzt. Eine langfristige Förderung an besagten Standorten würde vor allem im GWK Unterer Lias zu einer signifikanten Abnahme des Abflusses in den Vorflutern (Eisch, Alzette, Syr) führen. Im gespannten GWK Unterer Lias (überdeckter Luxemburger Sandstein) wurde ein Grundwasseralter von bis zu 3.300 Jahren ermittelt. Bei Förderung war das entnommene Grundwasser jedoch deutlich jünger (verstärkter Zustrom aus unbedecktem Teil, Uferfiltrat).

Tabelle 5-7: Übersicht identifizierter mengenmäßiger Belastungen der Grundwasserkörper Luxemburgs

Belastung:	Bedeutung in den Grundwasserkörpern					
	Devon	Trias-Nord	Trias-Ost	Unterer Lias	Mittlerer Lias	Oberer Lias/Dogger
Mengenmäßige Belastung durch Grundwasserentnahmen (Trinkwasser, Brauchwasser)	–	(+)	–	(+)	–	–
+ übergeordnet bedeutend (+) örtlich bedeutend in Notfallsituation Trinkwasserversorgung SEBES – nicht bedeutend						

Der Gesamtbedarf an Grundwasser der öffentlichen Wasserversorgung einschließlich des Bedarfs von Einzelwasserversorgungen sowie Gewerbe, Industrie und Landwirtschaft betrug 2012 ca. 21,9 Mio. m³/a. 97% der Entnahmen sind für die öffentliche Trinkwasserversorgung (Gemeindeverwaltungen, Syndikate). Die landesweiten Grundwasserentnahmen entsprechen etwa der Hälfte der landesweiten Gesamtentnahme aus Gewässern. Dieser Prozentsatz schwankt durch die jährlich unterschiedliche Nutzung von Tiefbrunnen in den GWK Trias-Nord und Unterer Lias zur vorübergehenden Zusatz- bzw. Notbelieferung der Wasserversorger.

Die Grundwasserentnahmen verteilen sich wie folgt auf die sechs Grundwasserkörper des Landes.

Tabelle 5-8: Verteilung der Grundwasserentnahmen auf die Grundwasserkörper (Referenzjahr 2012)

Grundwasserkörper	Gesamtentnahme		Entnahme durch Brunnen		Entnahme durch Quellen	
	[m ³ /a]	[%]	[m ³ /a]	[%]	[m ³ /a]	[%]
Devon	206.908	0,9	114.390	55	92.518	45
Trias-Nord	3.582.544	16,3	2.947.674	82	634.870	18
Trias-Ost	501.109	2,3	439.513	88	61.596	12
Unterer Lias	16.297.762	74,4	2.193.353	13,5	14.104.409	86,5
Mittlerer Lias	119.176	0,5	119.176	100	0	0
Oberer Lias/Dogger	885.485	4	885.485	100	0	0
Gesamt	21.592.984	98,5 *	6.699.591	31	14.893.393	69

* Etwa 1,5 % (entsprechend ca. 328.000 m³/a) konnten nicht eindeutig einem bestimmten Grundwasserkörper zugeordnet werden.

Aus obiger Tabelle wird auch deutlich, dass mehr als 2/3 der Grundwasserentnahmen aus Quelfassungen stammen. Dieser Prozentsatz übersteigt 86% im GWK Unterer Lias. Es handelt sich fast ausschließlich um öffentliche Trinkwasserfassungen, welche teilweise mehr als 80 Jahre in Betrieb sind. Die Fassungen befinden sich vor allem entlang folgender Bachläufe: Attert, Alzette, Eisch, Schwarze Ern, Weiße Ern, Mamer, Syr. Die räumliche Verteilung der Grundwasserentnahmen ist in der Karte 5.10 im Anhang 1 dargestellt.

Grundwasserdargebot bzw. -neubildung und Grundwasserbewirtschaftung in beiden für die landesweite Grundwassergewinnung wichtigsten GWK Unterer Lias und GWK Trias-Nord lassen sich gemäß den Ergebnissen dortiger Grundwassermodellbetrachtungen wie folgt zusammenfassen:

GWK Unterer Lias

Im nicht-überdeckten Teil des Luxemburger Sandsteines liegt die Grundwasserneubildungsrate bei ca. 7,0 l/s/km², während sie im übrigen GWK Unterer Lias aufgrund überwiegend vorzufindender Mergelsteine nur ca. 2,0 l/s/km² erreicht.

Aufgrund der geringen Zusickerungsmengen aus den mergelreichen, geologischen Schichten, welche den Luxemburger Sandstein überlagern, sowie der Konkurrenzsituation mit Quellschüttungsmengen sind Wassergewinnungen im bedeckten Teil des Luxemburger Sandsteins für Dauerentnahmen nur in geringem Umfang geeignet. Dieser Teil sollte lediglich zeitlich eng begrenzt, demnach zur Notversorgung durch das Trinkwassersyndikat SEBES, genutzt werden.

GWK Trias-Nord

Die Grundwasserneubildung im GWK Trias-Nord liegt meist bei ca. 3 - 8 l/s/km² (Mittel ca. 5,5 l/s/km²). Buntsandstein und sandige Triasrandfazies besitzen Neubildungsmengen von ca. 6 - 9 l/s/km². Die meist schmalen Ausbisse des Muschelkalks besitzen mit ca. 5 l/s/km² nennenswerte Neubildungsmengen, wohingegen der Keuper nur < 4 l/s/km² aufweist. Das Grundwasserdargebot wird zu ca. 13 % beansprucht. Bei dauerhafter Nutzung der Fassung Everlingen (Notversorgung SEBES) läge die Beanspruchung bei ca. 39 %. Im Zustrom zur Fassung Everlingen (SEBES) und den benachbarten Fassungen der Distribution d'Eau des Ardennes (DEA) ist das nutzbare Dargebot bei einem Betrieb der Fassung Everlingen weitestgehend ausgeschöpft. Im östlichen Anschluss ergeben sich noch Erschließungspotenziale.

5.5 Künstliche Grundwasseranreicherung

Es sind keine künstlichen Grundwasseranreicherungen in Luxemburg vorhanden.

5.6 Beurteilung des Risikos hinsichtlich Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der Grundwasserkörper bezüglich Schadstoffquellen

5.6.1 Angewandte Methodik

Die Beurteilung des Risikos erfolgt in 2 Schritten:

Erster Schritt: Beurteilung des aktuellen Risikos („Ist-Bestand“) aufgrund der mittleren Konzentrationen bezüglich der Grundwasserqualitätsnormen bzw. Schwellenwerte gemäß der großherzoglichen Verordnung vom 8. Juli 2010¹³⁷ und den Trends zwischen 2007 und 2012 welche in den Messstationen der verschiedenen Grundwasserkörpern gemessen wurden. Dabei wurden auch die hydrochemischen Hintergrundkonzentrationen berücksichtigt.

Ein Grundwasserkörper wird dann als „gefährdet“ eingestuft, wenn:

- das arithmetische Mittel (6-jährige Messreihe 2007 bis 2012) von über einem Drittel der Monitoringmessstellen 75 % der Grundwasserqualitätsnorm/Schwellenwert überschreitet (entsprechend 37,5 mg/l für Nitrat, 0,075 µg/l für Pestizid-Einzelsubstanzen, 0,375 µg/l für

¹³⁷ Règlement grand-ducal du 8 juillet 2010 relatif à la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration

Pestizid-Summe) bzw.

- an mindestens einer Monitoringmessstelle das arithmetische Mittel (6-jährige Messreihe 2007 bis 2012) die Qualitätsnorm/Schwellenwert überschreitet (entsprechend 50 mg/l für Nitrat, 0,1 µg/l für Pestizid-Einzelsubstanzen, 0,5 µg/l für Pestizid-Summe).

Zur Einschätzung der Situation sind umfangreiche Auswertungen an den Grundwasserüberwachungsstellen durchgeführt worden.

Die beiden genannten Kriterien wurden im Rahmen des ersten Bewirtschaftungsplans genutzt, um den chemischen Zustand des Grundwassers abzuleiten. Im Rahmen des zweiten Bewirtschaftungsplans wird der Test zur Bestimmung des „guten chemischen Zustandes“ angewandt werden¹³⁸.

Zweiter Schritt: Beurteilung des Risikos am Ende des zweiten Bewirtschaftungszyklus (2021). Um diese Beurteilung durchzuführen wurde in den Grundwasserkörper der Trias sowie im Unteren Lias an mehr als 70 Grundwassermessstellen Bestimmungen des Grundwasseralters durch das instabile Isotop Tritium durchgeführt¹³⁹. Die Resultate wurden mit der Entwicklung der Konzentrationen eines repräsentativen Metaboliten (Desethylatrazin) verglichen. In den Grundwasserkörpern Devon und Mittlerer Lias wurde zudem die Entwicklung der Konzentrationen im Zeitraum 2006-2012 betrachtet.

5.6.2 Ergebnisse

Bei fünf von sechs Grundwasserkörpern besteht das Risiko einer Zielverfehlung hinsichtlich des „guten chemischen Zustandes“ aufgrund diffuser Schadstoffquellen. Einzig der GWK Oberer Lias/Dogger gilt als nicht gefährdet. Dies ist einerseits durch die gemessenen Konzentrationen von Nitrat und/oder Pestizid-Einzelsubstanzen bedingt. Relevante Pestizid-Einzelsubstanzen bzw. Metabolite stellen vor allem Metolachlor-ESA und Desethylatrazin dar. Andererseits ist von mittleren Grundwasseraltern von teilweise mehr als 9 Jahren auszugehen, sodass aufgrund von natürlichen Bedingungen die Grundwasserkörper „Trias-Nord“, „Trias-Ost“ und „Unterer Lias“ im Hinblick auf 2021 als „gefährdet“ einzustufen sind. Es ist davon auszugehen, dass die Aufenthaltszeiten im oberflächennahen Grundwasser des GWK Devon wesentlich geringer sind. Jedoch zeigen die Entwicklungen der Konzentrationen im Zeitraum 2006 bis 2012 (z. B. Nitrate an der Messstelle SCC-601-01 Troine) zwar eine Stagnation jedoch keinen signifikanten Rückgang, obwohl Maßnahmen im landwirtschaftlichen Bereich getroffen wurden (u.a. eine Reduzierung des Stickstoffeintrags). Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass das Risiko einer Zielverfehlung hinsichtlich des „guten chemischen Zustandes“ 2021 auch im GWK Devon gegeben ist¹⁴⁰.

Für die Grundwasserkörper Trias und Unterer Lias wurden mittlere Grundwasseralter zwischen 5 und 15 Jahre festgestellt¹⁴¹. Diese Werte korrelieren mit der Tatsache, dass rund 7 Jahre nach der Einführung des Ausbringverbotes der Muttersubstanz die Konzentrationen von Desethylatrazin zwischen 2007 und 2012 an den Messstellen signifikant abnehmen. Sowohl im GWK Unterer Lias als in den GWK Trias (Ost- und Nordteile zusammengefasst) sind im Mittel zwischen 2007 und 2012

¹³⁸ Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment – CIS Guidance Document no. 18

¹³⁹ Projet GW-Mitigation, Centre de Recherche Public Henri Tudor – Centre de ressources des technologies de l'environnement, 2014

¹⁴⁰ Siehe auch den Bericht „Aktualisierung fachlicher Bausteine zur Charakterisierung der Grundwassersituation im Großherzogtum Luxemburg vor dem Hintergrund der anstehenden Arbeiten zur Fortschreibung der Bestandsaufnahme gemäß EU-WRRL“, GGF, 2013

¹⁴¹ Projet GW-Mitigation, Centre de Recherche Public Henri Tudor – Centre de ressources des technologies de l'environnement, 2014

keine signifikanten Abnahmen oder Zunahmen der Konzentrationen festgestellt worden¹⁴².

Die Analyse der Abflussganglinien in den Grundwasserkörpern Devon und Mittlerer Lias ergeben, dass diese eher durch oberflächennahe Grundwasserzirkulationen geprägt sind. Jedoch fehlen grundlegende Kenntnisse die zu mittleren Aufenthaltszeiten unter 6 Jahren hindeuten.

Nachfolgende Tabellenübersichten (Tabelle 5-9, Tabelle 5-10, Tabelle 5-11) stellen die aus dem Grundwassermonitoring der Jahre 2007 bis 2012 abgeleiteten mittleren Konzentrationen und Trends für die Parameter Nitrat, Pestizid-Einzelsubstanzen und Pestizid-Summe zusammen.

Tabelle 5-9: Nitrat zur Risikobeurteilung hinsichtlich der Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der Grundwasserkörper

Nitrat [mg/l]		Grundwasserkörper					
		Devon	Trias-Nord	Trias-Ost	Unterer Lias	Mittlerer Lias	Oberer Lias/Dogger
Arithmetisches Mittel 2007-2012 im GWK *)		40,5	23,7	23,2	36,8 ***)	31,9	8,8
Anzahl der Monitoringstellen im GWK		2	7	4	13 ***)	2	2
Monitoringstellen im GWK, deren Mittel 75 % der GwQN überschritten hat (37,5 mg/l)	absolut	1	1	0	6	0	0
	prozentual	50 %	14 %	0 %	46 %	0 %	0 %
Monitoringstellen im GWK, deren Mittel die GwQN überschritten hat (50 mg/l)	absolut	0	1	0	3	0	0
	prozentual	0 %	14 %	0 %	23 %	0 %	0 %
Jahrestrend Arithmetisches Mittel 2007-2012 **)		=	+ (-)?	+ (-)	=	-	-
Einstufung als „gefährdet“ (Zielhorizont 2021)		ja	ja	nein	ja	nein	nein

*) Das Arithmetischen Mittel resultiert aus dem Mittel der sechs Jahresmittel 2007 bis 2012 der einzelnen Monitoringstellen eines Grundwasserkörpers.

**) Linearer Trend resultierend aus dem Arithmetischen Mittel der Jahresmittel der einzelnen Monitoringstellen eines Grundwasserkörpers. Dabei bedeuten: = stagnierender Trend, z.T. mit Schwankungen; + (-) leicht steigender Trend, zuletzt jedoch rückläufige Tendenz; - rückläufiger Trend.

***) Bei Differenzierung zwischen ungespanntem und gespanntem GWK Unterer Lias läge das Arithmetische Mittel des ungespannten Bereiches (11 Monitoringstellen) bei 43,1 mg/l und das des gespannten Bereiches (2 Messstellen) bei 1,8 mg/l.

¹⁴² Projet GW-Mitigation, Centre de Recherche Public Henri Tudor – Centre de ressources des technologies de l'environnement, 2014

Tabelle 5-10: Pestizid-Einzelsubstanzen zur Risikobeurteilung hinsichtlich der Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der Grundwasserkörper

Pestizid-Einzelsubstanzen [$\mu\text{g/l}$]		Grundwasserkörper					
		Devon	Trias-Nord	Trias-Ost	Unterer Lias	Mittlerer Lias	Oberer Lias/Dogger
Arithmetisches Mittel 2007-2012 im GWK *)		0,013	0,020	0,025	0,023	0,016	0,010
Anzahl der Monitoringstellen im GWK		2	7	4	13	2	2
Monitoringstellen im GWK, deren Mittel 75 % der GwQN überschritten hat (0,075 $\mu\text{g/l}$)	absolut	0	0	0	0	0	0
	prozentual	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Monitoringstellen im GWK, deren Mittel die GwQN überschritten hat (0,1 $\mu\text{g/l}$)	absolut	1	1	1	3	0	0
	prozentual	50 %	14 %	25 %	23 %	0 %	0 %
Jahrestrend Arithmetisches Mittel 2007-2012 **)		–	– (+)	– (+)	– (=)	–	–
Einstufung als „gefährdet“ (Zielhorizont 2021)		ja	ja	ja	ja	nein	nein

*) Arithmetisches Mittel der mittleren Pestizid-Einzelsubstanz-Konzentrationen der Jahre 2007 bis 2012 an den einzelnen Monitoringstellen eines Grundwasserkörpers, bezogen auf Pestizide, die nachgewiesen werden konnten (> Bestimmungsgrenze).

**) Die Trendentwicklung bezieht sich auf die Einzelsubstanzen, die nachgewiesen werden konnten (> Bestimmungsgrenze): – rückläufiger Trend; – (=) in der Regel rückläufiger Trend, im Bezug auf einzelne Monitoringstellen bzw. Einzelsubstanzen stagnierend; – (+) in der Regel rückläufiger Trend, im Bezug auf einzelne Monitoringstellen bzw. Einzelsubstanzen steigend

Tabelle 5-11: Pestizid-Summe zur Risikobeurteilung hinsichtlich der Verfehlung des „guten Zustandes“ der Grundwasserkörper

Pestizid-Summe [$\mu\text{g/l}$]		Grundwasserkörper					
		Devon	Trias-Nord	Trias-Ost	Unterer Lias	Mittlerer Lias	Oberer Lias/Dogger
Arithmetisches Mittel 2007-2012 im GWK *)		0,064	0,064	0,056	0,085	0,048	0,020
Anzahl der Monitoringstellen im GWK		2	7	4	13	2	2
Monitoringstellen im GWK, deren Mittel 75 % der GwQN überschritten hat (0,375 $\mu\text{g/l}$)	absolut	0	0	0	0	0	0
	prozentual	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Monitoringstellen im GWK, deren Mittel die GwQN überschritten hat (0,5 $\mu\text{g/l}$)	absolut	0	0	0	0	0	0
	prozentual	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Jahrestrend Arithmetisches Mittel 2007-2012 **)		o	o	o	o	o	o
Einstufung als „gefährdet“ (Zielhorizont 2021)		nein	nein	nein	nein	nein	nein

*) Arithmetisches Mittel der mittleren Pestizid-Summen-Konzentrationen der Jahre 2007 bis 2012 an den Monitoringstellen eines Grundwasserkörpers.

**) Räumlich übergeordnet ist keine allgemeingültige Trendangabe für den gesamten Grundwasserkörper sinnvoll möglich (o). In der Regel sind Trends bzw. Tendenzen rückläufig bis stagnierend, z.T. jedoch auch steigend.

Tabelle 5-12: Risikobeurteilung hinsichtlich der Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der Grundwasserkörper Zielhorizont (siehe auch Karte 5.11 im Anhang 1)

Einstufung als „gefährdet“	Grundwasserkörper					
	Devon	Trias-Nord	Trias-Ost	Unterer Lias	Mittlerer Lias	Oberer Lias/Dogger
wegen Nitrat	ja	ja	nein	ja	nein	nein
wegen Pestizid-Einzelsubstanzen	ja	ja	ja	ja	nein	nein
wegen Pestizid-Summe	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Gesamteinstufung	ja	ja	ja	ja	nein	nein

5.6.3 Beurteilung des Risikos hinsichtlich Verfehlung des „guten chemischen Zustandes“ der grenzüberschreitenden Grundwasserkörper bezüglich Schadstoffquellen

In den Grenzbereichen zu den Nachbarländern wird davon ausgegangen, dass Auswirkungen von Schadstoffeinträgen in den Grenzregionen nicht zur Verfehlung des „guten chemischen Zustands“ führen.

Um Verschlechterungen der stofflichen Beschaffenheit des Grundwassers vor allem in Bereichen, in

denen Grundwasser zur Trinkwasserversorgung gewonnen wird, vorsorglich zu vermeiden, sollte bei grenznahen Trinkwassergewinnungen, bei denen ein Grundwasserzuström aus Nachbarstaaten belegt oder anzunehmen ist, eine grenzüberschreitende Ausweisung von Trinkwasserschutzgebieten erfolgen.

Dies erscheint u.a. im südlichen Teil des GWK Trias-Ost sinnvoll, in dem das genutzte Grundwasser im Oberen Muschelkalk auf luxemburgischer Seite mit dem auf deutscher (saarländischer) Seite hydraulisch in Verbindung steht (saarländischer GWK Buntsandstein und Muschelkalk der Mittleren Mosel).

5.7 Beurteilung des Risikos hinsichtlich Verfehlung des „guten mengenmäßigen“ Zustandes der Grundwasserkörper infolge Entnahmen

5.7.1 Methodik

Zur Beurteilung des Risikos hinsichtlich der Verfehlung des guten mengenmäßigen Zustandes wurde auf Grundlage der genannten Grundwasserentnahme- und -neubildungsdaten für jeden Grundwasserkörper eine Risikoabschätzung durchgeführt. Dabei wird an ausgewählten Messstellen der WRRL-Messnetzes die Entwicklung der Grundwasserstände beziehungsweise der Quellschüttungen überwacht. Bei Grundwasserüberwachungsstellen, bei denen es sich um Bohrungen und Brunnen handelt, dienen die dortigen Grundwasserspiegelganglinien als Bewertungsgrundlage, bei Quellen/Quellfassungen deren Schüttungsganglinie. Es wurde überprüft, inwiefern entnahmebedingte und/oder meteorologisch-klimatische Einflüsse prägend für die Ganglinienverläufe sind und welche Rückschlüsse sich für die Grundwassermenge und deren etwaige Veränderung ableiten lassen. Im überdeckten Teil des Luxemburger Sandsteines mit gespannten Grundwasserspiegel (GWK Unterer Lias)¹⁴³, im GWK Trias-Nord¹⁴⁴ sowie im südöstlichen Teil des GWK Trias-Ost (Raum Remerschen)¹⁴⁵, wurden zudem konzeptuelle beziehungsweise numerische Modelle erstellt. Die Resultate diese Modelle erlauben festzulegen, ab welchen Grundwasserförderraten eine Übernutzung der Grundwasserkörper stattfindet.

5.7.2 Ergebnisse

Die Betrachtungen kamen zu dem Ergebnis, dass für keinen der sechs Grundwasserkörper ein Risiko der Zielverfehlung aufgrund von Grundwasserentnahmen zu belegen oder abzusehen ist. Quantitative Trendbetrachtungen sind auf Basis bislang vorliegender Wasserstands- und Schüttungsaufzeichnungen der Monitoringmessstellen zwar nur beschränkt möglich, jedoch deuten die vorliegenden Daten auf keine nachhaltig negative mengenmäßige Entwicklung hin, die aus der Nutzung des Grundwassers resultiert.

Durch die starke Nutzung von Quellen zur Wassergewinnung und die Begrenzung dortiger Entnahmen durch das individuelle Schüttungsverhalten ist das Risiko einer Überbewirtschaftung dort nicht anzunehmen. Nachhaltige Beeinflussungen der natürlichen Vorflut durch Quellentnahmen sind nicht bekannt.

¹⁴³ Grundwassermanagementplan Luxemburger Sandstein, BCE, 2010

¹⁴⁴ Hydrogeologisches Modell „Nördliche Trias Luxemburg“, BCE, 2012

¹⁴⁵ Aufbau eines konzeptionellen Untergrundmodells und eines numerischen Prinzipmodells für die Grundwasserströmung im luxemburgischen Moseltal zwischen Schengen im Süden und Besch im Norden, GGF, 2013

Örtliche Übernutzungen können nicht ausgeschlossen werden, wenn Grundwasser in verstärktem Maße durch Bohrungen entnommen wird. In gespannten Teilen des GWK Unterer Lias ist ein Risiko durch zu hohe Grundwasserförderung nicht auszuschließen, da die Grundwasserneubildung hier infolge der Deckschichtenausbildung sehr gering ist. Aus diesem Grund sollten dort vorhandene Entnahmen nach Möglichkeit auch in Zukunft nur zeitlich begrenzt bzw. im Ausnahmefall (Notwasserversorgung) erfolgen. Mit einer örtlichen Übernutzung durch Entnahmen ist auch im südlichen Teil des GWK Trias-Ost, falls die Trinkwasserversorgung aus dem Grundwasser signifikant erhöht wird, zu rechnen.

5.7.3 Beurteilung des Risikos hinsichtlich Verfehlung des „guten mengenmäßigen“ Zustandes der grenzüberschreitenden Grundwasserkörper infolge Entnahmen (siehe auch Karte 5.12 im Anhang 1)

Der gespannte Teil des GWK Unterer Lias erstreckt sich grenzüberschreitend bis nach Frankreich und Belgien. Während durch die geologisch-hydraulischen Gegebenheiten grenzüberschreitende Auswirkungen von Grundwasserentnahmen zwischen Belgien und Luxemburg vernachlässigbar sind, kann eine Übernutzung der Grundwasserressource auf französischer wie auf luxemburgischer Seite jeweils Einfluss auf die Situation im Nachbarland haben. Obwohl derzeit kein konkretes Risiko besteht, sollte dieses Faktum zukünftig bei Grundwasserdargebots- und -nutzungsbetrachtungen und -planungen beachtet werden.

Die Karte 5.13 im Anhang 1 stellt zusammenfassend das Risiko hinsichtlich Verfehlung des guten Zustandes der Grundwasserkörper dar.

5.8 Weitergehende Beschreibung von Grundwasserkörpern, bei denen das Risiko der Zielverfehlung des guten chemischen Zustandes besteht

5.8.1 Angewandte allgemeine Methodik

Die weitergehende Beschreibung der Grundwasserkörper orientiert sich an dem CIS Leitfaden Nr.26 „Leitfaden zu Risikobeurteilung und der Anwendung von konzeptionellen Modellen für Grundwasserkörper“. Konzeptionelle Modelle wurden für den GWK Trias-Nord¹⁴⁶ sowie Teile des GWK Trias-Ost¹⁴⁷ und des GWK Unterer Lias¹⁴⁸ erstellt gehen dabei aus Studien hervor, die in den letzten Jahren für Teile Luxemburgs erarbeitet wurden (u.a. Teile GWK Unterer Lias, GWK Trias-Nord, Teile GWK Trias-Ost). Diese Modelle beinhalten Informationen über die geologischen und hydrogeologischen Merkmale sowie Merkmale der Deckschichten der Grundwasserkörper. Schätzungen der Strömungsrichtungen sowie der Wasseraustauschraten (GWK Unterer Lias), sowie der langfristigen jährlichen Grundwasserneubildung wurden ebenfalls durchgeführt. Die Studien beinhalten zudem Beschreibungen der chemischen Zusammensetzung des Grundwassers. Ergänzt wurden diese Studien durch die Festlegung von natürlichen Hintergrundwerten¹⁴⁹ sowie durch eine

¹⁴⁶ Hydrogeologisches Modell „Nördliche Trias Luxemburg“, BCE, 2012

¹⁴⁷ Aufbau eines konzeptionellen Untergrundmodells und eines numerischen Prinzipmodells für die Grundwasserströmung im luxemburgischen Moseltal zwischen Schengen im Süden und Besch im Norden, GGF, 2013

¹⁴⁸ Grundwassermanagementplan Luxemburger Sandstein, BCE, 2010

¹⁴⁹ Aktualisierung fachlicher Bausteine zur Charakterisierung der Grundwassersituation im Großherzogtum Luxemburg vor dem Hintergrund der anstehenden Arbeiten zur Fortschreibung der Bestandsaufnahme gemäß EU-WRRRL, GGF, 2013

Repräsentativitätsstudie der WRRL-Messstellen der GWK Trias und Unterer Lias¹⁵⁰. Die weitergehende Beschreibung des GWK Devon folgte in Anlehnung des Berichtes „Weitergehende Beschreibung des Grundwasserkörpers Devon im Hinblick auf dessen räumliche Differenzierbarkeit unter Berücksichtigung von Geologie und Flächennutzung“ (GGF, 2013). Im Folgenden wird die Verteilung der Hintergrundkonzentrationen landesweit betrachtet. Die weitergehende Beschreibung wird nach Grundwasserkörper aufgeteilt.

5.8.2 Hydrochemische Hintergrundkonzentrationen

5.8.2.1 Methodik

Die Bestimmung von Hintergrundwerten bezieht sich im vorliegenden Fall auf die Parameter, welche im Anhang II Teil B zur Grundwasserrichtlinie¹⁵¹ als Mindestparameter angeführt sind, für die nationale Schwellenwerte und EU-weite Grenzwerte als Qualitätsnormen gelten. Es handelt sich dabei um die Parameter Nitrat, Sulfat, Chlorid, Ammonium, Arsen, Cadmium, Quecksilber, Blei sowie Leitfähigkeit. Die ebenfalls in der Mindestliste enthaltenen Parameter Trichlorethen und Tetrachlorethen (Summe) sowie Pestizide (Summe) werden nicht betrachtet, da sie natürlicherweise im Grundwasser nicht anzunehmen sind und ihre Anwesenheit als Reaktion auf die anthropogene Verwendung entsprechender Substanzen und deren Eintrag in das Grundwasser über den Sickerpfad zu sehen ist.

Die vorliegenden Betrachtungen stützen sich maßgeblich auf die statistischen Maßzahlen zur Charakterisierung der Messwertverteilungen, darunter Maßzahlen zur Angabe mittlerer Konzentrationswerte („Mittelungsmaße“), zur Kennzeichnung der Häufigkeitsanteile („Quantile“) sowie zur Kennzeichnung der Datenvariationen („Variationsmaße“), welche hinsichtlich ihrer graphischen Regression betrachtet und bewertet wurden. Das 0,05-Quantil sowie das 0,95-Quantil werden als Grenzen der natürlicherweise zu erwarteten Werteschwankungen eines Parameters angesehen, wobei Belastbarkeit und Repräsentativität der Quantilwerte von der Grundgesamtheit der für den Parameter vorliegenden Daten abhängt. Die Festlegung des stofflichen Backgrounds innerhalb eines Grundwasserkörpers erfolgte über eine vergleichende Betrachtung der entsprechenden Quantile aller Grundwasseraufschlüsse innerhalb eines Grundwasserkörpers, wobei das kleinste 0,05-Quantil und das größte 0,95-Quantil die Wertespanne charakterisieren, die als natürlicher Background innerhalb des gesamten Grundwasserkörpers angenommen wird. Die daraus resultierende obere und untere Grenze der Hintergrundkonzentration wird gerundet angegeben und gegebenenfalls mit den parameterspezifischen Bestimmungsgrenzen abgeglichen.

Bei Parametern, die sich in größerer Häufigkeit anthropogen beeinflusst zeigen (insbesondere Nitrat) erfolgt die Ableitung der Hintergrundkonzentration davon differenziert. Hier konzentriert sich die Betrachtung auf Standorte, die keine oder eine nur geringe anthropogene Beeinflussung zeigen, z.B. solche außerhalb landwirtschaftlich genutzter Teile der Grundwasserkörper.

Die Minimum- und Maximumwerte repräsentieren die im Überwachungsnetz gemessenen Extrema innerhalb der Grundwasserkörper. Die Werte für Arithmetisches Mittel und Median beziehen sich auf deren Mittelung über alle Messstellen des jeweiligen Grundwasserkörpers. Neben dem kleinsten 0,05-Quantil (Q.05 min) und dem größten 0,95-Quantil (Q.95 max), welche die Bandbreite der Hintergrundkonzentration eines Parameters definieren, werden als zusätzliche Informationen zum

¹⁵⁰ Analyse de la représentativité du réseau de surveillance DCE-eaux souterraines de l'Administration de la gestion l'eau, Centre de Recherche Public Henri Tudor – Centre de ressources des technologies de l'environnement, 2014

¹⁵¹ Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung

Verteilungscharakter der Messwerte in den Grundwasserkörpern und der Homogenität der Werte der Grundwasseraufschlüsse das größte 0,05-Quantil und das kleinste 0,95-Quantil sowie das mittlere 0,05- und 0,95-Quantil angegeben. Die Hintergrundwerte bzw. die Bandbreite der Hintergrundkonzentration sind gerundet angegeben.

Die angewendete Methode ist an einige Aussagegrenzen gebunden:

- Bei Messstellen im gleichen Grundwasserkörper bzw. im gleichen Grundwasserleiter können sich mitunter deutliche Unterschiede in der Beschaffenheit des Grundwassers ergeben. Dies gilt vor allem für die Grundwasserkörper der Trias. Die Aufteilung in einen Grundwasserkörper Trias-Nord und Trias-Ost löst diese räumlichen Heterogenitäten teilweise. Eine weitere Aufteilung hat sich allerdings aufgrund der administrativen Komplexität als nicht sinnvoll ergeben.
- Die stoffliche Beeinflussung des Grundwassers durch die anthropogene Oberflächennutzung ist gebietsweise stark. Es ergeben sich innerhalb der sechs Grundwasserkörper des Landes deutliche Unterschiede im Maß der anthropogenen Beeinflussung, die auch durch die räumliche Variabilität der Deckschichtenausbildung bedingt wird (z.B. nicht-überdeckter, teilüberdeckter und flächig überdeckter Luxemburger Sandstein).
- Insbesondere die Landwirtschaft hat durch die Verwendung von Düngemitteln zu einer nachhaltigen Veränderung der geogenen Zusammensetzung des Grundwassers in verschiedenen Gebieten geführt. Dies wird vor allem durch teilweise deutliche Anstiege der Nitratkonzentration belegt, welche die geogen anzunehmenden Nitratwerte überlagern.

5.8.2.2 Ergebnisse

Folgende Tabelle fasst die Verteilung der hydrochemischen Hintergrundwerte zusammen:

Tabelle 5-13: Hydrochemische Hintergrundwerte

Grundwasser- körper	NO ₃ ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	As mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	LF µS/cm
Devon	<5-15	<5-40	10-20	<0,05	<0,001	<0,0002	<0,006	100-500
Trias-Nord	<5-15	<5-300	<5-40	<0,05	<0,008	<0,0070	<0,002	50-1100
Trias-Ost								
Unterer Lias	<5-15	15-85	<5-40	<0,05-0,2	<0,001	<0,0003	<0,003	200-750
Mittlerer Lias	<5-15	25-75	10-20	<0,05-0,2	<0,003	<0,0004	<0,004	400-600
Oberer Lias / Dogger	<5-15	40-130	10-35	<0,05	<0,001	<0,0001	<0,001	310-620

Es ist wichtig anzumerken, dass es innerhalb der GWK Trias-Nord und Trias-Ost lokal zu erheblichen Schwankungen der natürlichen Konzentrationen an Sulfat, Chlorid und Arsen kommen kann. Es ist durchaus möglich, dass die lokal gemessenen Werte die in der Tabelle 5-13 angegebenen Werte deutlich überschreiten.

5.8.3 Grundwasserkörper Devon

Zur weitergehenden Beschreibung wurden über die Luxemburger Staatsgrenzen hinaus Informationen zu den grenznahen Grundwasserkörpern Belgiens und Deutschlands ergänzend mit berücksichtigt, in denen ähnliche devonische Gesteine verbreitet sind. Anhand von Hydrochemiedaten exemplarischer Grundwasseraufschlüsse wird geprüft, ob in verschiedenen Teilen des GWK Devon räumliche

Unterschiede in der Grundwasserbeschaffenheit zu erkennen und zu begründen sind. Dabei werden lithologische und petrografische Charakteristiken der devonischen Festgesteine wie vor allem auch die Landnutzung im jeweiligen Messstellenumfeld mit berücksichtigt. Für den Grundwasserkörper wurden keine Abschätzungen der Grundwasseralter durchgeführt. Um eine Risikobeurteilung in Hinblick auf das Ende des zweiten Bewirtschaftungszyklus durchzuführen, wurde das relative Verhalten der Quellschüttungen mit der Grundwasserneubildung an den WRRL-Messstellen verglichen.

5.8.3.1 Geologische, hydrogeologische Merkmale

Die räumliche Ausgangssituation im GWK Devon ist kleinräumlich heterogen, was relevante Bedeutung für das Grundwasser hinsichtlich dessen stofflicher Prägung und mengenmäßigem Vorkommen hat. Jedoch ist der GWK Devon räumlich übergeordnet jedoch als Einheit anzusehen. Signifikante unterschiedliche Bedingungen ergeben sich aus (hydro-)geologischer Sicht lediglich im nordwestlichen Randbereich, der infolge seiner begrenzten Ausdehnung eine Abgrenzung als eigenen Grundwasserkörper jedoch als nicht sinnvoll erscheinen lässt.

Die Landnutzung im Ösling setzt sich zu einem kleinräumlichen Mosaik aus Bewaldung, Grünland und Ackernutzung mit eingestreuten Siedlungskörpern zusammen, das übergeordnet keine Korrelation zur Geologie erkennen lässt. Die devonischen Festgesteine sind in Abhängigkeit ihrer Trenngefügeausbildung (Klüfte, Spalten, Fugen) meist als Grundwassergering- oder -nichtleiter einzustufen. Die Grundwasservorkommen im GWK Devon beschränken sich meist auf oberflächennah innerhalb der Festgesteinsaufwitterungszone und in Gewässernähe in den quartären Auensedimenten zirkulierendes Grundwasser das jeweils in unmittelbarem Zusammenhang mit der Niederschlagsversickerung steht. Tiefere Grundwasservorkommen sind auf klüftige Gesteinsbereiche beschränkt. Die Schutzabschirmung des Grundwassers im GWK Devon ist in der Regel sehr gering bis gering, die Empfindlichkeit des Grundwassers demnach hoch bis sehr hoch.

5.8.3.2 Grundwasserbeschaffenheit

Infolge meist oberflächennaher Grundwasservorkommen in aufgewittertem bzw. klüftigem Gestein und nur geringer Deckschichtenmächtigkeit erweist sich das Grundwasser damit in der Regel anfällig gegenüber Stoffzutritten. Die natürliche Mineralisierung des Grundwassers im GWK Devon ist allgemein schwach. Lokal lassen sich geogen leicht erhöhte Gehalte (Hintergrundwerte) an Schwermetallen wie z.B. Kupfer, Blei und Antimon belegen.

Anthropogen z.T. relevant erhöht, zeigt sich die Mineralisierung des Grundwassers in Gebieten mit ackerbaulicher Nutzung, insbesondere durch den Eintrag von Nitrat über die Düngung, sowie bereichsweise auch in Siedlungsnähe. Die an den WRRL-Messstellen gemessenen Nitratwerte (Mittel 36 mg NO₃/l) werden größtenteils durch die Werte an anderen Messstellen bestätigt. Auffallend sind die großen Schwankungsbereiche der Konzentrationen, wobei lokale Überschreitungen der Qualitätsnormen auftreten. An beiden WRRL-Messstellen halten sich die über Jahre deutlich positive Trends seit Ende der 1990er Jahre auf einem Niveau, wobei die saisonal schwankenden Werte vor allem Aussagen zur zukünftigen Trendentwicklung erschweren.

Annähernd die gleichen Feststellungen ergeben sich für den Parameter Pestizide.

5.8.3.3 Beziehung Oberflächengewässer

Oberflächennahe Grundwasserquellen speisen vor allem die Oberflächengewässer. Der Anteil an Grundwasser ist dabei schwer abzuschätzen. Das Abflussverhalten der Bachläufe lässt jedoch darauf schließen, dass dieser untergeordnet ist. Jedoch sollte vor allem das Einzugsgebiet der Our näher untersucht werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass das Einzugsgebiet der Quelfassungen größtenteils demjenigen der Oberflächengewässer entspricht. Die saisonalen Schwankungen an den Quellen sind sehr ausgeprägt. Lokal ist es durchaus möglich, dass Quellen während der regenarmen Sommermonate trocken fallen. An den Quellaustritten wird das während den Wintermonaten neugebildete Grundwasser rasch abgeleitet, jedoch ist die Speicherkapazität des Untergrundes derart beschränkt, dass keine mehrjährigen Reserven dort angelegt werden können.

5.8.4 Grundwasserkörper Trias-Nord

5.8.4.1 Geologische, hydrogeologische Merkmale

Bedeutsame Grundwasservorkommen beschränken sich auf den Buntsandstein (z.T. in Verbindung mit dem Unteren Muschelkalk), den Oberen Muschelkalk sowie im westlichen Teil des GWK Trias-Nord auf die Triasrandfazies, wo diese eine sandige Ausprägung besitzt. Grundwasservorkommen im Keuper sind lokal begrenzt. Im Grenzdolomit und Schilfsandstein des Mittleren Keupers treten geringmächtige Grundwasser(gering)leiter auf.

Die Sandsteine und Konglomerate des Buntsandsteins treten als biporöse Grundwasserleiter in Erscheinung, bei denen das Trenngefüge die Wasserbewegung und die Matrixporosität die Wasserspeicherung bestimmt. Die Karbonatgesteine (v.a. Dolomite) des Oberen Muschelkalks bilden einen Kluft- bzw. Karstgrundwasserleiter, bei dem Bewegung und Einspeicherung von Grundwasser ausschließlich im durch Lösungsprozesse erweiterten Klufttraum erfolgt. Im Bereich der Triasrandfazies sind Poren- und Klufttraum unterschiedlich relevant.

Die Bereiche in denen der Hauptgrundwasserleiter ohne Bedeckung offen zu Tage tritt sowie die Bereiche in denen der Hauptgrundwasserleiter nur durch geringmächtige quartäre Sedimente bedeckt ist, besitzen in der Regel eine sehr geringe bis geringe Schutzfunktion. Die Bereiche in denen der Hauptgrundwasserleiter durch die Sedimente des Keupers bedeckt ist, sind durch eine mittlere bis hohe Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung gekennzeichnet. Unter der Bedeckung mit dem Keuper und dem Luxemburger Sandstein liegt in der Regel eine sehr hohe Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung vor.

Die Grundwasserneubildung liegt in der Regel zwischen etwa 3 und 8 l/s·km². Insgesamt ergibt sich im Mittel eine Grundwasserneubildungsmenge rund 5,5 l/s·km².

Grundwassergleichen zeigen allgemeine Grundwasserfließrichtungen von Norden und Westen in Richtung Süden bzw. Osten. Die Sauer an der westlichen Landesgrenze stellt den Vorfluter dar, sodass es sich hier um keinen grenzüberschreitenden Grundwasserleiter handelt.

5.8.4.2 Grundwasserbeschaffenheit

Die Wasserbeschaffenheit im Hauptgrundwasserleiter wird im Wesentlichen von folgenden Faktoren bestimmt:

- Fazielle Wechsel von einer überwiegend sandigen Randfazies im Westen zu einer überwiegend karbonatisch-sulfatischen Fazies im Osten;
- Verbreitung von Zwischenschichten im östlichen Teil mit Sulfatkonkretionen;
- Nach Süden hin zunehmende Überdeckung der Hauptgrundwasserleiter mit karbonatischen und mergeligen Sedimenten.

Die Landnutzung hat zudem einen maßgebenden Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit. In Wässern aus dem unbedeckten Hauptgrundwasserleiter werden oft sehr geringe Konzentrationen an Pflanzenschutzmittel gemessen. Zu den am häufigsten nachgewiesenen Einzelsubstanzen gehören z.B. Atrazin, Bentazon, Lindan, Metolachlor ESA, Diuron, Terbutylazin, Isoproturon, Desethylatrazin. Grundsätzliche korrespondieren die positiven Befunde mit hohen Nitratgehalten, die im Abstrom landwirtschaftlicher Nutzflächen auftreten.

5.8.4.3 Beziehung Oberflächengewässer

Oberflächengewässer dienen vor allem als Vorflut von Grundwasser. Im Bereich des Sauerlands zwischen Ettelbruck und Reisdorf sind direkte Infiltrationen von Oberflächengewässer ins Grundwasser möglich. Im Attert und Warktal scheint es keine direkten hydraulischen Verbindungen zwischen Oberflächen- und Grundwasser zu geben.

5.8.5 Grundwasserkörper Trias-Ost

5.8.5.1 Geologische, hydrogeologische Merkmale

Im GWK Trias-Ost ist Grundwasser hauptsächlich in den geologischen Schichten des Oberen Muschelkalkes anzutreffen, welcher dank seiner Eigenschaften wasserwirtschaftlich nutzbar ist. Anders als im GWK Trias-Nord ist der Buntsandstein fast im gesamten GWK Trias-Ost überdeckt und nur sehr bedingt nutzbar. In Mondorf wird hochmineralisiertes Thermalwasser aus einer Tiefe von bis zu ca. 730 Metern gefördert. Wie im GWK Trias-Nord wird auch in weiten Teilen des GWK Trias-Ost der Obere Muschelkalk durch Keuper überlagert. Grundwasservorkommen im Keuper (u.a. Schilfsandstein des Mittleren Keupers) sind auch hier nur von lokaler Bedeutung. Insgesamt sind die Grundwasserentnahmen wesentlich geringer als im GWK Trias (siehe Tabelle 5-8).

Die geologische Konstellation bewirkt, dass im GWK Trias-Ost die Grundwasserneubildungsraten, mit Ausnahme der Regionen in denen der Obere Muschelkalk ansteht, wesentlich geringer als im GWK Trias-Nord sind. Der Obere Muschelkalk bildet einen Kluft- bzw. Karstgrundwasserleiter bei dem Trenngänge für Wasserbewegung und -speicherung relevant sind.

Im Bereich des Moseltals ist eine Unterströmung der Mosel aus dem deutschen Grenzgebiet (Saarland bzw. Rheinland-Pfalz) durchaus realistisch. Dies gilt vor allem für den südlichen Bereich der Mosel, wo das Trinkwassersyndikat SESE Bohrungen betreibt. Der Grundwasserkörper Trias-Ost ist dementsprechend als grenzüberschreitender Grundwasserkörper zu betrachten.

5.8.5.2 Grundwasserbeschaffenheit

Im Gegensatz zu dem GWK Trias-Nord ist die Landnutzung im GWK Trias-Ost vor allem im Moseltal durch Obstgärten und Weinreben geprägt (6,4% der Flächennutzung). Diese Art der Landnutzung

kann einen Impakt auf die anthropogene Beeinträchtigung der Grundwasserqualität besitzen, u.a. durch Vorkommen von spezifischen Pflanzenschutzmittel wie z.B. dem Metaboliten N,N-dimethylsulfamid. Die Nitratkonzentrationen sind im Allgemeinen geringer als in den GWK Devon, Trias-Nord und Unterer Lias. Dies liegt vor allem an der tieferen Lage der grundwasserführenden Schichten (88% der Grundwasserförderung erfolgt durch Tiefenbrunnen), der vorteilhaften Deckschichtensituation, sowie dem relativ geringeren Anteil an Ackerflächen. Stickstoffeinträge von Abwasser sind zudem aufgrund der vorwiegend hydraulischen Trennung zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser ebenfalls untergeordnet.

Auf lokaler Ebene können vor allem im südlichen Teil des GWK aufgrund der hydrochemischen Zusammensetzung der geologischen Schichten sowie der eingelagerten Evaporite außerordentlich hoch mineralisierte (Sulfate, Chloride) Grundwasser auftreten.

5.8.5.3 Beziehung Oberflächengewässer

Die Beziehung Grundwasser-Oberflächengewässer sind als untergeordnet zu bezeichnen. Oberflächengewässer dienen als Vorflut von meist lokal bedeutenden Quellen im Oberen Muschelkalk bzw. Schilfsandstein. Bedingt durch die geologische Konstellation scheint die Mosel hydraulisch von dem Hauptgrundwasserleiter des Oberen Muschelkalkes getrennt.

5.8.6 Grundwasserkörper Unterer Lias

Im Unteren Lias verfügt nur der Luxemburger Sandstein über größere Grundwasservorkommen, die die wasserwirtschaftlich bedeutendsten Luxemburgs darstellen (rund 75% der Grundwasserentnahmen). Der Luxemburger Sandstein steht im zentralen und nordöstlichen Landesteil unmittelbar an bzw. ist dort nur von quartären Sedimenten überdeckt. Im Südwesten Luxemburgs taucht er flächig >100 m unter jüngere Schichten ab (Mittlerer Lias, Oberer Lias und Dogger). In diesem tiefergelegenen Teil herrschen gespannte Grundwasserverhältnisse. Eine räumliche, hydraulische Trennung zwischen gespannten und ungespannten Teil gibt es nicht.

Das Grundwasser im ungespannten Teil des Luxemburger Sandstein zirkuliert hauptsächlich im Trenngefüge, das oberflächennah oft durch offene Fugen und Klüfte bis hin zu klaffenden Spalten geprägt ist. Der Porenraum ist vor allem für die Grundwasserspeicherung bedeutend, kann jedoch insbesondere im Aufwitterungsbereich auch verstärkte Strömungsrelevanz besitzen. Die Psilonoten-Schichten bilden eine weithin stauende Aquifersohlschicht und treten als Quellhorizont in Erscheinung. Verschiedentlich sind auch innerhalb der Psilonoten-Schichten lokale Grundwasservorkommen gegeben, die mit denen im Luxemburger Sandstein in Verbindung stehen.

Das Grundwasser zirkuliert im tieferen, gespannten Teil des Grundwasserkörpers generell in Richtung Süden. Im ungespannten Teil ist die Fließrichtung eher von der Orientierung der Vorfluter beziehungsweise der Hauptkluftrichtungen abhängig, welche tendenziell in Richtung N-S beziehungsweise NO-SW verlaufen.

5.8.6.1 Grundwasserbeschaffenheit

Die Nitrat- und Pestizidwerte zeugen von einer großräumlichen anthropogenen Überprägung der Grundwasserqualität, dies fast ausschließlich im oberflächennahen, ungespannten Teil des

Grundwasserkörpers.

Tabelle 5-14: Verteilung der Nitratkonzentrationen an 204 Grundwassermessstellen im Grundwasserkörper Unterer Lias (GW-Mitigation, 2014)

Kategorie	%
>50 mg NO ₃ /l	7
>37,5 und ≤50 mg NO ₃ /l	16
>25 und ≤37,5 mg NO ₃ /l	20
≤25 mg NO ₃ /l	54

Die in Grundwassermessstellen im GWK Unter Lias am häufigsten auftretenden Substanzen sind laut den Ergebnissen der Studie „Spatialmonitoring“¹⁵²:

- Desethylatrazin (58% Positivbefunde);
- Atrazin (53%);
- Dichlorobenzamid (49%);
- Bentazon (28%).

Rezente Messungen weisen seit 2008 ein stark vermehrtes Vorkommen des S-Metolachlor-Metaboliten „Metalochlor ESA“ auf. Pflanzenschutzmittel auf Basis des Wirkstoffes S-Metolachlor werden seit 2005 vermehrt als Ersatzsubstanz von Atrazin im Maisanbau benutzt. Die Konzentrationen überschreiten teils die gültigen Trinkwassergrenzwerte von 0,1µg/l.

5.8.6.2 Beziehung Oberflächengewässer

Im ungespannten, oberflächennahen Teil des Grundwasserkörpers sind Oberflächengewässer überwiegend Vorfluter von Grundwasser, was sich unter anderem durch die sehr hohe Anzahl an Quelfassungen bemerkbar macht. So stammten im Jahr 2012 85% der Grundwasserentnahmen im GWK Unter Lias aus Quelfassungen. Die restlichen 15% wurden aus Brunnen, beziehungsweise Bohrungen entnommen. Als Hauptvorfluter sind die Bachläufe der Alzette, Eisch, Mamer und Syr zu betrachten. Eine Überförderung im gespannten Teil kann zudem auch Auswirkungen auf die Oberflächengewässer haben. Lokal können im ungespannten Teil des Luxemburger Sandsteines kleinere Bachläufe infiltrierend wirken. Dies ist der Fall im südlichen, nordwestlichen, nordöstlichen Teil, wo relativ undurchlässige Mergelschichten (Mergel und Kalke von Straßen) auf den höher gelegenen Plateaus die Oberflächenabflüsse in Richtung Täler drainieren. Beim Übergang zu durchlässigen Sandsteinschichten kann es zu Versickerungen kommen.

5.9 Weitergehende Beschreibung von Grundwasserkörpern, bei denen das Risiko der Zielverfehlung des guten mengenmäßigen Zustandes besteht

Bei keinem der 6 Grundwasserkörper besteht das Risiko der Verfehlung des guten mengenmäßigen Zustandes.

¹⁵² Projet Spatialmonitoring, Centre de Recherche Public Henri Tudor – Centre de ressources des technologies de l'environnement, 2008

5.10 Unsicherheiten und Datenlücken bei der IST-Bestandsanalyse

Zusammenfassend haben sich folgende Unsicherheiten und Datenlücken bei der Bearbeitung der IST- Bestandsanalyse ergeben:

- Unsicherheiten bezüglich der repräsentative Darstellung des Risikos im GWK Devon, bedingt durch eine Vielzahl von isolierten, lokal begrenzten und oberflächennahen Grundwasserleiter.
- Datenlücken bezüglich der Risikobeurteilung von grundwasserabhängigen Ökosystemen.
- Repräsentativität der Messstellen bedingt durch einen zusätzlichen GWK. Eine solche, erweiterte Analyse ist für 2014 vorgesehen.
- Keine (konzeptionelle) Stofffrachtmodelle Stickstoff und Pestizide (insbesondere für die GWK) Unterer Lias und Trias Nord. Solche Modelle sollen bis 2016-2017 erstellt werden.
- Die Auswertung der Daten der Grundwasserganglinien an den WRRL Messstellen zeigen Aufzeichnungen mit Lücken auf. Diese muss in Zukunft durch Verbesserung des Messmaterials und einer nähere Überprüfung der Aufzeichnungen verbessert werden.
- Datenlücken Fehlende Informationen und Daten betreffend der Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Flächen.

Die Behebung dieser Mängel ist während des 2. Bewirtschaftungszyklus vorgesehen.

6. Wirtschaftliche Analyse¹⁵³

6.1 Einleitung

Die wirtschaftliche Analyse gemäß Anhang III der europäischen Wasserrahmenrichtlinie dient dazu:

- in regelmäßigen Abständen die Einhaltung der Vorgaben zur Preisbildung der WRRL zu überprüfen. Sie gibt vor angemessene Anreize zur effizienten Wassernutzung zu schaffen, sowie sektorspezifisch zu differenzieren. Maßgebend sind zwei Grundsätze. Einerseits die Kostendeckung und andererseits die Kostenaufteilung nach dem Verursacherprinzip.
- zu untersuchen, wie sich diese Wassernutzungen auf den Gewässerzustand auswirken. Durch die Abschätzung der zukünftigen Entwicklungen der Wassernutzungen sowie ihrer jeweiligen Wassernachfrage und der Gegenüberstellung des zukünftigen Angebots an Wasser können Rückschlüsse gezogen werden, ob im Jahr 2021 der gute Gewässerzustand erreicht werden kann oder nicht.
- in Bezug auf die Wassernutzung die kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zu ermitteln.

Zur Analyse dieser beiden Aspekte wurden zunächst verschiedenen Datenquellen analysiert, welche das Arbeitsgebiet, die geographischen Gegebenheiten als auch weitere Größen, wie die Verwaltungsinstanzen und Autoritäten mit ihren Aufgabenbereichen im Kontext der WRRL beschreiben.

Die Wassernutzung kann gemeinhin in zwei Bereiche aufgeteilt werden: Erstens, die Wasserdienstleistungen, wozu die öffentliche Trinkwasserversorgung sowie die Abwasserentsorgung zählen. Der zweite Bereich sind die sonstigen Wassernutzungen, wobei hauptsächlich die Wassernutzung zur Erzeugung von Hydroelektrizität und die Nutzung der Wasserstraßen beleuchtet werden.

6.2 Datengrundlage und Verfahren der Aufstellung der wirtschaftlichen Analyse

Die wirtschaftliche Analyse wurde auf Basis unterschiedlicher Quellen durchgeführt. Während die gesamtwirtschaftlichen Daten überwiegend aus sekundären Statistiken stammen, wurde ein Großteil der wasserspezifischen Analyse mithilfe von drei primären Datenerhebungen erstellt.

Die sekundären Quellen bestehen einerseits aus nationalen staatlichen Quellen, wie Gesetzestexten, Großherzoglichen Verordnungen, sowie Daten des statistischen Amtes in Luxemburg, STATEC, und der „Administration de la gestion de l'eau“ (AGE). Die Daten beziehen sich, sofern vorhanden, auf das Jahr 2012 oder wurden mittels arithmetischer Rechnungen auf das Niveau von 2012 gehoben.

Andererseits stammen sie aus ausländischen Studien, da teils keine nationalen Referenzwerte zur Verfügung standen. Bei der Auswahl ausländischer Quellen wurden Kriterien berücksichtigt, um mit Luxemburg vergleichbare Gegebenheiten analysieren zu können.

Der ersten primären Datenbasis liegt eine Studie zur Ermittlung der Gesamtkosten der Wasserdienstleistungen zu Grunde. Sie wurde ab dem Jahr 2008 auf kommunaler Ebene durchgeführt und sollte zu einer harmonisierten Umsetzung des Wassergesetzes und somit der

¹⁵³ Wirtschaftliche Analyse gemäß Anhang III der Richtlinie 2000/60/EG, Fiduciaire Muller, 2014

Wasserpreisberechnung beitragen. Im Detail wird die Vorgehensweise bei der Kostenerhebung unter Punkt 6.5.2 des Berichtes zur wirtschaftlichen Analyse beschrieben¹⁵⁴. Die beiden Formulare (Trinkwasser und Abwasser) wurden auf Anordnung einer „circulaire ministérielle“ an alle damaligen 116 Gemeinden (ab dem 1. Januar 2012: 106 Gemeinden) versandt.

Das Trinkwasserformular wurde von 97 Gemeinden ausgefüllt, was 94% der Gesamtbevölkerung widerspiegelt. Das Rundschreiben bezüglich des Abwassers wurde von 93 Gemeinden beantwortet (86% der Gesamtbevölkerung Luxemburgs). Die Daten wurden von 2008 bis 2012 gesammelt, mit einer überwiegenden Mehrheit an Antworten aus den Jahren 2008 und 2009. Die erste primäre Datenerhebung wurde je Gemeinde innerhalb des angegebenen Zeitraums einmalig durchgeführt, weshalb die kommunalen Kosten sich jeweils und einzig und allein auf das Jahr beziehen in welchem die Daten erhoben wurden.

Die zweite primäre Datenerhebung wurde im Jahr 2013, im Auftrag der AGE, durchgeführt. Sie ist auf die wirtschaftliche Analyse zugeschnitten mit dem Ziel Einsicht in die tatsächlichen Einnahmen der Wasserwirtschaft der Gemeinden zu erhalten und somit eine Berechnung des Kostendeckungsgrads zu ermöglichen. Hier wurden alle Gemeinden des Großherzogtums (106) angeschrieben. Bis zum 31. Dezember 2013 wurden 64 Antworten gezählt. Vier Antwortbögen wurden wegen ihrer Unvollständigkeit ausgeschlossen. Somit wurden die Fragebögen von 60 Gemeinden für die Stichprobe zurückbehalten. Diese repräsentative Stichprobe entspricht in etwa der Hälfte der Gesamtbevölkerung Luxemburgs. Dieser zweite Datensatz enthält Angaben zu jedem Jahr des Zeitraums von 2008 bis 2012.

Die dritte Datenerhebung wurde ergänzend zur oben beschriebenen, zweiten primären Erhebung durchgeführt. Mit ihr wurde das Ziel verfolgt die Perspektive um die vorgelagerte Syndikatsebene zu erweitern. Zu diesem Zweck wurden die Budgets, Bilanzen und Abschreibungstabellen aller sieben Trinkwasser-, einschließlich der SEBES, und aller sieben Abwassersyndikate angefordert. Der Betrachtungszeitraum umfasst die Jahre 2008 bis 2013. Bis zum 31. Dezember 2013, erhielten wir insgesamt zehn Antworten, davon vier Trinkwassersyndikate und sechs Abwassersyndikate. Analog zur Vorgehensweise bei der zweiten Datenerhebung, wurden auch hier die Daten der Jahre 2008 bis 2012 erfasst.

Die drei primären Datensätze unterscheiden sich grundlegend und sind somit nur schwerlich vergleichbar. Diese Diskrepanzen lassen sich unter anderem durch die unterschiedliche Vorgehensweise bei der Auswertung der Datensätze begründen.

6.3 Wirtschaftliche Bedeutung der Wassernutzungen

6.3.1 Wassergewinnungsanlagen

Die jährliche Wassergewinnung in Luxemburg betrug 2012 48.500.000 m³ (rund 132.800 m³ pro Tag). Davon wird ein Teil aus Grundwasser und ein Teil aus Oberflächenwasser bezogen.

Die Gewinnung des Grundwassers erfolgt sowohl aus Quellen (270) als auch mithilfe von Bohrungen (40). Das aufbereitete Oberflächenwasser stammt aus der Anlage der SEBES (Syndicat des Eaux du Barrage d'Esch/Sûre) am Stausee von Esch-Sauer. Diese verfügt zurzeit über eine Maximalkapazität von 60.000 m³ am Tag, oder umgerechnet etwa 115 Liter pro Kopf.

¹⁵⁴ Wirtschaftliche Analyse gemäß Anhang III der Richtlinie 2000/60/EG, Fiduciaire Muller, 2014

Jährlich werden 5.600.000 m³, dies entspricht 12% der geförderten Wassermenge, sofort wieder dem Wasserkreislauf eingeleitet. Der Grundwasseranteil beziffert sich auf 2.200.000 m³. Die restlichen 3.400.000 m³ entstammen dem Oberflächenwasser.

Die Bestimmung der wieder eingeleiteten Mengen kann nach zwei verschiedenen Methoden, die sich in ihren Abgrenzungskriterien unterscheiden, erfolgen. Die Erste, in der die Kriterien strenger definiert sind, führt an, dass Wasser das zu einem Zweck entnommen und dieser Bestimmung auch zugeführt wurde, obgleich es einer Änderung unterlag oder nicht, eine Wassernutzung darstellt. Wasserkühlung gilt somit als Wassernutzung. Die zweite Methode ist weniger strikt, sie erlaubt, dass Wasser was zwar für ein Zweck genutzt wurde, jedoch keiner für die Natur nennenswerten Veränderungen unterlag, als nicht verschmutzt gilt, und somit zu den eingeleiteten Mengen hinzugezählt werden kann. In Luxemburg wurde letztere Methode zurückbehalten. Ergo ist Kühlwasser, was nur geringfügige Temperaturerhöhungen erfährt, in den wieder eingeleiteten Mengen einbegriffen.

Abzüglich der wiedereingeleiteten Menge, werden somit im Jahr 2012 wurden 42.900.000 m³ ins Wasserversorgungsnetz eingespeist. Dies entspricht einer Tagesmenge von 117.500 m³ und einer Pro-Kopf-Einspeisung von 224 Litern. Eine österreichische Studie¹⁵⁵, verweist auf eine durchschnittliche Wassereinspeisung von 195 Litern pro Kopf. Luxemburg läge hier deutlich über dem angegebenen Wert, was teilweise mit den Grenzgängern zu tun hat, die tagsüber zum Wasserkonsum beitragen, obschon sie nicht zu den Einwohnern gezählt werden.

6.3.2 Öffentliche Wasserversorgung

In Luxemburg fällt die öffentliche Trinkwasserversorgung seit Ende des 18. Jahrhunderts (Artikel 49 und 50 des Décret du 14 décembre 1789 relatif à la constitution des municipalités) in den Aufgabenbereich der Gemeinden. Die Gemeinden sind sowohl für die Trinkwasserverteilung als auch für den Unterhalt der Infrastrukturen zuständig.

Die öffentliche Wassergewinnung belief sich im Jahr 2012 auf 44.300.000 m³. Davon wurden 22.800.000 m³ dem Grundwasser entnommen. Wiederrum 1.800.000 m³ dieses Wassers werden rückgeleitet. 21.500.000 m³ der öffentlichen Gesamtwassergewinnung stammten aus dem Oberflächenwasser. Jährlich werden 2.600.000 m³ (dies entspricht 7.100 m³/Tag) dieser Menge dem Wasserkreislauf zurückgegeben.

Die öffentliche Wasserversorgung speiste 2012 somit 41.700.000 m³, was einem Äquivalent von 218 Litern pro Kopf je Tag entspricht, von der geförderten Menge in das Wassernetz ein.

Hochrechnungen, auf Basis der ersten empirischen Studie, ergeben einen Trinkwasserverbrauch im öffentlichen Netz im Jahr 2012 von rund 33.500.000 m³. Die im Jahr 2013 durchgeführte Befragung der Gemeinden bezüglich des verrechneten Volumens ergab hingegen hochgerechnet 29.250.000 m³.

Ausländische Studien schätzen den Verlust zwischen Einspeisung und Wasserverbrauch auf um die 12%. Zuzüglich dieses Schätzwerts würde dies eine effektive Wassernutzung von rund 38.000.000 m³ ergeben, womit wir uns dem Ergebnis aus erster Studie nähern. Im Vergleich mit den Werten der

155

http://www.lebensministerium.at/publikationen/wasser/wasserwirtschaft_wasserpolitik/wasserverbrauch_und_wasserbedarf.html

österreichischen Studie¹⁵⁶, welche eine Gesamteinspeisung mit 195 Liter pro Kopf angibt und den Endkundenverbrauch (alle Sektoren zusammen) mit 163 Liter pro Kopf beziffert, würde die erste primäre Datenerhebung mit 174 Liter pro Kopf über dem österreichischen Wert liegen und die zweite primäre Datenerhebung, mit etwa 153 Liter pro Kopf, unter dem Vergleichswert liegen. Der Mittelwert beider empirischen Erhebungen liegt somit in etwa im Bereich der österreichischen Studie.

6.3.3 Private Wasserversorgung

Die Differenz der insgesamt geförderten Menge, 48.500.000 m³, und der von öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen geförderten Quantität, 44.300.000 m³, ist die Wasserförderung von Privatsektor zu dem auch die Industrie zählt. Die Wasserförderung des Privat- und Industriesektors beläuft sich jährlich auf 4.200.000 m³. Davon sind 2.900.000 m³ aus Oberflächenwasser und 1.300.000 m³ aus Quellen und Bohrungen. Ein Großteil, nämlich 3.000.000 m³, werden jedoch direkt wieder in den Wasserkreislauf eingeleitet.

Die eingespeiste Wassermenge, also insgesamt 1.200.000 m³, entspricht hier der verbrauchten Menge da die Förderung meistens nahe dem Verbrauchsstandort geschieht. Größere Verluste durch Undichtigkeiten oder unentgeltliche Entnahmen, wie die der Feuerwehr sind hier auf ein Minimum reduziert.

Auch die Betreiber privater Förderanlagen zahlen eine gesetzlich festgelegte Wasserentnahmegebühr (taxe de prélèvement) von 10 Cent/m³, zur Deckung etwaiger Umweltkosten. Die verrechnete Quantität besteht aus der geförderten, aber nicht wieder sofort eingeleiteten Wassermenge. Die Kosten der Infrastruktur und dessen Instandhaltung fallen hier entsprechend den vorgeschriebenen Umweltauflagen dem Betreiber zur Last, welcher gemeinhin aus Wettbewerbsgründen die Kosten auf ein Minimum reduziert, da dieser die Gesamtheit der Kosten der Wasserförderanlage decken muss.

6.3.4 Öffentliche Abwasserentsorgung

Ähnlich wie die Trinkwasserversorgung untersteht die öffentliche Abwasserentsorgung ebenfalls dem Verantwortungsbereich der Gemeinden und so werden in Luxemburg die Kläranlagen von Gemeinden bzw. Gemeindesyndikaten betrieben.

Das Verhältnis zwischen den Einwohnergleichwerten (EGW) und dem Abwasservolumen ist nicht proportional. Somit lässt sich nicht direkt vom Abwasservolumen (m³) auf die Anzahl der EGW schließen. Eigentlich müssten die verrechneten Trinkwassermengen mehr oder weniger den zu klärenden Abwassermengen entsprechen. Die verrechneten Trinkwasserquantitäten (zweite primäre Datenerhebung) belaufen sich im Jahr 2012, laut Hochrechnungen, auf 29.250.000 m³ und die Abwasserquantitäten auf 26.500.000 m³. Laut der ersten empirischen Studie der Jahre 2008 bis 2012, wurden jährlich in etwa 35.600.000 m³ gereinigt.

Zur Erläuterung der oben genannten Zahlen, empfiehlt es sich die Differenz zwischen verrechnetem Trinkwasser und Abwasser sektorspezifisch zu beleuchten. So beziehen einige private Nutzer aus dem Industriesektor ihr Trinkwasser aus eigenen Quellen, während sie ihr Abwasser ins öffentliche System abgeben. Folgerichtig ergibt im Industriesektor das Abwasservolumen rund 107% des

¹⁵⁶

http://www.lebensministerium.at/publikationen/wasser/wasserwirtschaft_wasserpolitik/wasserverbrauch_und_wasserbedarf.html

Trinkwasservolumens. In der Landwirtschaft hingegen ergibt sich ein umgekehrtes Bild. Die landwirtschaftlichen Betriebe verursachen nur wenig häusliches Abwasser, bei der Viehzucht wird das Abwasser als Gülle/Jauche als Hofdünger auf die Felder ausgebracht. Gemeinhin geht man davon aus, dass das zu verrechnende Abwasservolumen rund 10% des Trinkwassers entspricht. Die empirischen Zahlen ergeben hier einen Wert von rund 27%. Somit ist die Differenz mehrheitlich auf den Agrarsektor zurück zu führen, während der Industriesektor sogar eher noch in die entgegengesetzte Richtung tendiert.

Die Gegenüberstellung beider Datenerhebungen legt ebenfalls unterschiedliche Werte offen, wobei die verrechneten Wassermengen (zweite primäre Datenerhebung) deutlich unter den Volumen der ersten primären Datenerhebung liegen. Dies kann mehrere Gründe haben. Einerseits werden nicht alle Abwassermengen verrechnet, wie zum Beispiel der Eigenbedarf der Gemeinde, der in den zu klärenden Abwassermengen enthalten ist. Andererseits wird den Verbrauchern verschiedener Gemeinden eine festgelegte Grundmenge (20 Liter pro Einwohner) von der Gemeinde bei der Verrechnung erlassen. Weiterhin ist hervorzuheben, da die Abwasserinfrastruktur größtenteils ein Mischwassersystem ist, dass eine bestimmte Menge Regenwasser in den Abwassermengen enthalten ist.

6.3.5 Landwirtschaft

Luxemburg hat ein gemäßigtes Klima welches eine künstliche Bewässerung der Felder unwirtschaftlich macht und diese Art des Anbaus flächendeckend, also makroökonomisch nicht von Bedeutung und auch nicht vorhanden ist (außer vereinzelt in Gartenbaubetrieben).

6.3.6 Schifffahrt

In Luxemburg beschränkt sich die Wasserschifffahrt auf der Mosel auf die Strecke zwischen Wasserbillig und Schengen. Auf dieser Strecke befinden sich drei Staustufen, die Erste in Apach-Schengen, die Zweite in Stadtbredimus-Palzem und die Dritte in Grevenmacher-Wellen. In Grevenmacher wurde 2012 ein Güterdurchgang von 7,8¹⁵⁷ Millionen Tonnen gezählt.

Es gibt nur einen Hafen in Luxemburg, in Mertert, mit einer Größe von mehr als 65 Hektar. Er wird von der Société Port de Mertert S.A. betrieben und bewegte 2012 718 Tsd. Tonnen Güter¹⁵⁸.

Hinzu kommen, gemäß Stand Dezember 2011, 222 Schiffe unter Luxemburgs Flagge, mit 1.294.417 Bruttotonnagen. Es gibt insgesamt 320 Unternehmen in diesem Zusammenhang mit nach Schätzungen 250 Arbeitsplätzen an Land sowie 550 auf See¹⁵⁹. Im Versicherungsbereich ist die bezahlte Summe an Prämien für die Marineschifffahrt hinter den Lebensversicherungsprämien die wichtigste Einnahmequelle.

Die Kosten der einzelnen Anlagen sind aus wirtschaftlicher Sicht zwar gedeckt, jedoch werden hier keine Umweltkosten berücksichtigt.

¹⁵⁷ <http://www.moselkommission.org>

¹⁵⁸ Luxemburg in Zahlen 2013, STATEC

¹⁵⁹ Schätzung des „Luxemburg Maritime Cluster“

6.3.7 Wasserkraft

In Luxemburg gibt es verschiedene Wasserkraftwerke: Die Moselkraftwerke Grevenmacher und Palzem und Schengen-Apach. Die Durchlaufkraftwerke in Rosport und Ettelbrück, das Speicherkraftwerk Esch-Sauer und das Pumpspeicherkraftwerk in Vianden.

Die Anlagen in Rosport, Ettelbrück und Esch-Sauer werden von der Gesellschaft Soler S.A. betrieben. Die Moselkraftwerke Grevenmacher und Palzem werden von der SEO betrieben. CEFRALUX S.à.r.l. betreibt das Kraftwerk in Schengen-Apach. Das Pumpspeicherwerk in Vianden wird auch von SEO S.A. betrieben.

Die Errichtung der Kraftwerke verursacht in erster Linie Umweltkosten, Flussläufe ändern sich, die Durchlaufgeschwindigkeit wird verändert usw. Alle diese Umweltschäden können zurzeit nicht beziffert werden und können somit auch nicht verrechnet werden. Allerdings wurde im Rahmen der Erneuerung der Wasserrechte den Betreibern die Wiederherstellung der Fischdurchgängigkeit an den Sauer- und Moselkraftwerken vorgeschrieben. Das gleiche gilt für kleinere Kraftwerke.

Wie alle anderen Gesellschaften unterliegen die verschiedenen vorgenannten Betriebe ebenfalls wirtschaftlichen Kriterien und müssen ihre Kosten decken können. Eine genaue Aufschlüsselung des Umsatzes, des Gewinns oder der Beschäftigten ist schwierig da die verschiedenen Gesellschaften nicht nur Wasserkraftanlagen betreiben sondern auch noch in anderen Bereichen tätig sind.

6.4 Baseline Scenario 2021 – Entwicklung der Wassernutzungen

6.4.1 Einleitung

Nach Anhang III der WRRL sollen langfristige Voraussagen über Angebot und Nachfrage im Bereich des Wasserhaushalts getroffen werden, um bei der Prüfung der Kostendeckung der Wasserdienstleistungen ihrer langfristigen Entwicklung bis in das Jahr 2021 Rechnung zu tragen bzw. diese nachzuweisen.

6.4.2 Entwicklung der gesamtwirtschaftlichen Zahlen

Die Entwicklung der Bevölkerung Luxemburgs folgt seit Jahren einem positiven Trend. So stieg die Einwohnerzahl stetig. Waren es im Jahr 2000 noch 439.000 Einwohner, verzeichnete Luxemburg bereits 2012 524.853 Einwohner. Seit 2010 ist die Bevölkerung jährlich über 2% ansteigt.

Nach den Berechnungen der Vereinten Nationen erreicht die Bevölkerung in Jahre 2015 543.000 Einwohner und würde bis 2020 auf 577.000 steigen um 2025 über 608.000 Einwohner zu zählen. Dies würde ein jährliches Wachstum von 1,2% der Bevölkerung bedeuten, eine Wachstumsrate die deutlich unter den aktuellen Zuwachsraten liegt.

Hinsichtlich des Industriesektors scheint es, als sei diese Aktivität stabil: Der Umsatz ist zwischen 2005 (100) und 2008 (124,5) gestiegen, fiel jedoch danach wieder in 2012 auf 96,1%. Die Anzahl der Arbeiter nahm ebenfalls ab. Es ist daher von der vorsichtigen Annahme auszugehen, dass der Industriesektor stagniert und damit nicht mehr Wasser verbraucht als zuvor. Hinzu kommt die Tatsache, dass die größten Wasserverbraucher auf eigene Quellen zugreifen und somit nicht in die öffentliche Erhebung einfließen.

Die Agrarwirtschaft in Luxemburg besitzt praktisch keine aktive Bewässerung, sieht man von der wenig verbreiteten Tröpfchenbewässerung ab, womit derzeit auf keine Zunahmen des Wasserverbrauchs geschlossen werden kann. Ein Fragezeichen bleibt aber bei der Viehzucht. Derzeit ist ungewiss, wie sich der Wegfall der Milchquoten auf den nationalen Viehbestand auswirken wird.

6.4.3 Die Entwicklung des Wasserdargebots

Die Arbeiten zur zukünftigen Entwicklung des Wasserdargebots sollen im Rahmen einer Studie im Laufe des Jahres 2015 ermittelt werden.

6.5 Kostendeckung der Wasserdienstleistungen

6.5.1 Einleitung

Um die von ihr festgesetzten ökologischen Umweltziele zu erreichen, fordert die WRRL ausdrücklich, auch ökonomische Instrumente zu nutzen. So ist die Berücksichtigung des Kostendeckungsprinzips sowie des Verursacherprinzips ein wesentlicher Bestandteil der WRRL.

Gemäß Artikel 9 der WRRL waren die Mitgliedstaaten verpflichtet, bis 2010 kostendeckende Preise, bei denen auch umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten einbezogen werden, für alle Wasserdienstleistungen einzuführen. Die Wasserpreise müssen demnach so gestaltet werden, dass den Wassernutzern sowohl die betrieblichen Kosten, wie z. B. Kosten für Personal und Material von Wasserwerken und Kläranlage, als auch die Umweltkosten, das heißt die durch Wasserdienstleistungen verursachten Kosten für Umweltschäden und Ressourcenkosten in Rechnung gestellt werden. Darüber hinaus müssen die Mitgliedstaaten ihre Wassergebührenpolitik so gestalten, dass sie für die Wassernutzer einen Anreiz für eine effiziente und nachhaltige Nutzung der Wasserressourcen darstellt und somit das Erreichen der Umweltziele fördert. Unter Berücksichtigung wirtschaftlicher und sozialer Faktoren sind jedoch Ausnahmeregelungen möglich.

Gemäß Punkt 42 des Artikel 2 des luxemburgischen Wassergesetzes¹⁶⁰ beinhalten die Wasserdienstleistungen alle Dienstleistungen, die für die Haushalte, öffentliche Einrichtungen oder wirtschaftliche Tätigkeiten jeder Art folgendes zur Verfügung stellen:

- Entnahme, Aufstauung, Speicherung, Behandlung und Verteilung von Oberflächen- oder Grundwasser;
- Anlagen für die Sammlung und Behandlung von Abwasser oder Regenwasser, die anschließend in Oberflächengewässer einleiten.

Hierbei handelt es sich hierbei, um die gleiche Definition, wie die der WRRL.

Entsprechend der Vorgaben der WRRL, hat das luxemburgische Wassergesetz die Gebührenpolitik im Bereich des Wasserpreises grundlegend reformiert. Zur Erreichung der Kostendeckung bestehen die Wassergebühren, die den Nutzern der Wasserdienstleistungen von den Gemeinden berechnet werden, je aus einer Teilgebühr für Trinkwasser und für Abwasser für die Haushalte, die Industrie und die Landwirtschaft. Seit dem 1. Januar 2010 können die Gesamtkosten für Planung, Bau, Betrieb, Instandhaltung und Wartung der Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungsinfrastruktur einschließlich deren Abschreibung aus der Gebühr für Wasser für den menschlichen Gebrauch (redevance eau destinée à la consommation humaine) und aus der Abwassergebühr (redevance

¹⁶⁰ Loi du 19 décembre 2008 relative à l'eau

assainissement) gedeckt werden. Der Wasserpreis ergibt sich aus diesen beiden Gebühren, für deren Erhebung die Gemeinden und Gemeindeverbände zuständig sind. Damit ist es den Gemeinden in Zukunft möglich, die Trinkwasser- und Abwasserinfrastrukturen nachhaltig auf einem hohen qualitativen Niveau zu halten.

Um den umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten Rechnung zu tragen, wurden zusätzlich zwei staatliche Steuern eingeführt, die Wasserentnahmesteuer (taxe de prélèvement d'eau) und die Abwassersteuer (taxe de rejet des eaux usées). Während die Wasserentnahmesteuer durch das luxemburgische Wassergesetz auf 10 Cent pro m³ festgelegt wurde, wird die Abwassersteuer jährlich über eine großherzogliche Verordnung festgelegt und betrug im Jahr 2013 16 Cent pro m³. Die Einnahmen dieser Steuern fließen integral in den Wasserwirtschaftsfonds (Fonds pour la gestion de l'eau) mit dem Projekte im Wasserwirtschaftsbereich staatlich finanziell zu unterstützt werden. So werden aus dem Wasserwirtschaftsfonds beispielsweise Erstinvestitionshilfen für Investitionen in den Bereichen Abwasserbehandlung, Regenwasserbewirtschaftung, Gewässerunterhaltung und -renaturierung gewährt. Die Nutzungsbedingungen und -zwecke der Bezuschussung von Projekten durch den Wasserwirtschaftsfonds sind über das Wassergesetz geregelt.

Da die Kostenermittlung und die daraus resultierende Preisgestaltung den Gemeinden obliegen und die Abgabenbestimmungen von jeder einzelnen Gemeinde festgelegt werden, kann der Wasserpreis von Gemeinde zu Gemeinde unterschiedlich ausfallen. Gemäß den Vorgaben des Artikels 12 des Wassergesetzes unterscheiden die Wasserpreisschemen drei Sektoren. Es sind dies die Industrie, Haushalte und die Landwirtschaft, die jeweils einen angemessenen Beitrag zur Kostendeckung leisten sollen. Die Verrechnung des Wasserpreises beinhaltet jeweils eine fixe Gebühr, sowie einen verbrauchsabhängigen Wasserpreis. Mit dieser binomen Tarifierungsmethode soll dem Umstand entgegnet werden, dass die Fixkosten hauptsächlich mit der benötigten Spitzenleistung und weniger mit der durchschnittlich verbrauchten Wassermenge korrelieren. Im Trinkwassernetz ist die benötigte Spitzenleistung vom Rohrdurchmesser abhängig. Im Abwasserbereich sind die Fixkosten abhängig vom gemittelten Einwohnergleichwert (Verschmutzung)¹⁶¹.

Der Wasserpreis und die Deckung der Kosten für Dienstleistungen in Verbindung mit der Wassernutzung fallen unter Artikel 12 bis 17 des luxemburgischen Wassergesetzes vom 19. Dezember 2008.

6.5.2 Harmonisierte Methode der Kostenerhebung

Die Erhebung der Kosten erfolgte über einheitliche, von der AGE bereitgestellten Kalkulationsformulare die von den Gemeinden ausgefüllt wurden. Um den unterschiedlichen Anforderungen des Trink- und Abwassersektors zu entgegenen, wurde jeweils ein separates Formular zur Kostenerhebung erstellt.

Der harmonisierte Ansatz zur Kostenerhebung sieht eine grundsätzliche Trennung der Kosten in variable und fixe Kosten vor. Im Folgenden wurden zudem Wartungs-, Investitions-, sowie Versorgungs- und Entsorgungskosten unterschieden. Etwaige Umwelt- und Ressourcenkosten sollen mithilfe der Wasserentnahmegebühr (taxe de prélèvement d'eau), sowie der Abwasserabgabegebühr (taxe de rejet des eaux usées) weitestgehend abgedeckt werden. Diese wurden ebenfalls mithilfe eines Formulare erhoben.

¹⁶¹ Weitere Details zum Vorgehen der Ermittlung des Wasserpreises finden sich im Bericht Wirtschaftliche Analyse gemäß Anhang III der Richtlinie 2000/60/EG, Fiduciaire Muller, 2014

Für den Großteil der Kosten ist eindeutig definiert ob sie den variablen oder den fixen Kosten zuzuordnen sind. In einzelnen Fällen aber erfolgt anhand eines Verteilungsschlüssels die Trennung des Kostenfaktors in beide Obergruppen. Gemeinhin gelten die Fixkosten als unabhängig von den verbrauchten Trinkwassermengen, während die variablen Kosten in direkter Relation zum Trinkwasservolumen stehen. Die Gesamtkosten bestehen aus einzelnen Ausgabeposten die mehrheitlich dem Gemeindekontenplan nachempfunden wurden¹⁶².

Zu Vergleichszwecken werden die kommunalen Kosten in der Tabelle 6-1 jeweils als Kosten je Einheit (in EUR/m³) dargestellt. Dazu wurden die Gesamtkosten im jeweiligen Netz durch die zugehörigen, verbrauchten Wassermengen (in m³) geteilt. Die Kolonne „Gesamt“ fasst die Gesamtkosten eines Kubikmeter Wassers zusammen¹⁶³.

Zusammenfassend, ist zu erwähnen, dass die Trinkwasserkosten den Wert von 5,98 EUR/m³ nicht überschreiten. Der Kubikmeter Abwasser kostet maximal 7,72 Euro und insgesamt müssten allenfalls 12,43 EUR/m³ für Wasser entlohnt werden. Die minimalen Kosten belaufen sich auf 1,87 EUR/m³ für Trinkwasser, 1,54 EUR/m³ für Abwasser und 4,09 EUR/m³ an Gesamtkosten. Die Durchschnittskosten belaufen sich auf 3,56 EUR/m³ für Trinkwasser, 3,57 EUR/m³ für Abwasser und 7,13 EUR/m³ insgesamt.

¹⁶² Weitere Details zum Vorgehen der Ermittlung der Kosten finden sich im Bericht Wirtschaftliche Analyse gemäß Anhang III der Richtlinie 2000/60/EG, Fiduciaire Muller, 2014

¹⁶³ Erste primäre Datenerhebung (2008-2012)

Tabelle 6-1: Wasserdienstleistungen – Vor Kostenausgleich

Kommunale Gesamtkosten der Wasserdienstleistungen im Vergleich (in EUR/m ³) - 2010							
Gemeinde	Trinkwasser	Abwasser	Gesamt	Gemeinde	Trinkwasser	Abwasser	Gesamt
Beaufort	3,72 €	5,31 €	9,03 €	Lorentzweiler	3,85 €	2,46 €	6,31 €
Bech	5,13 €	5,76 €	10,90 €	Luxembourg	2,83 €	3,13 €	5,96 €
Beckerich	2,95 €	5,97 €	8,93 €	Mamer	2,68 €	3,08 €	5,76 €
Berdorf	3,68 €	3,77 €	7,45 €	Manternach	3,23 €	4,93 €	8,17 €
Bertrange	2,75 €	2,46 €	5,21 €	Mersch	2,64 €	2,72 €	5,36 €
Bettembourg	3,31 €	1,92 €	5,23 €	Mertert	2,64 €	3,56 €	6,20 €
Bettendorf	2,67 €	4,55 €	7,22 €	Mertzig	4,09 €	4,83 €	8,92 €
Betzdorf	2,70 €	3,26 €	5,96 €	Mompach	4,71 €	7,72 €	12,43 €
Bissen	3,23 €	3,32 €	6,55 €	Mondercange	3,25 €	2,86 €	6,11 €
Biwer	3,18 €	3,64 €	6,81 €	Mondorf-les-Bains	2,71 €	2,14 €	4,86 €
Boevange/Attert	3,89 €	4,56 €	8,45 €	Niederanven	2,43 €	2,96 €	5,39 €
Boulaide	4,64 €	3,62 €	8,26 €	Nommern	2,42 €	3,29 €	5,71 €
Bourscheid	4,29 €	3,89 €	8,18 €	Parc Hosingen	4,54 €	4,12 €	8,67 €
Bous	3,92 €	2,89 €	6,81 €	Pétange	2,90 €	2,64 €	5,54 €
Clervaux	4,12 €	4,77 €	8,89 €	Préizerdaul	4,73 €	4,56 €	9,28 €
Colmar-Berg	- €	- €	- €	Putscheid	5,23 €	3,57 €	8,79 €
Consdorf	2,94 €	3,37 €	6,31 €	Rambrouch	5,29 €	3,78 €	9,08 €
Contern	3,78 €	2,63 €	6,41 €	Reckange/Mess	2,89 €	1,54 €	4,42 €
Dalheim	3,61 €	3,80 €	7,41 €	Redange/Attert	2,95 €	3,06 €	6,01 €
Diekirch	3,12 €	4,54 €	7,66 €	Reisdorf	- €	- €	- €
Differdange	2,57 €	2,61 €	5,18 €	Remich	3,24 €	2,40 €	5,64 €
Dippach	- €	- €	- €	Roeser	2,54 €	2,75 €	5,29 €
Dudelange	2,83 €	3,03 €	5,86 €	Rosport	4,27 €	4,13 €	8,40 €
Echternach	2,02 €	- €	2,02 €	Rumelange	3,17 €	2,54 €	5,71 €
Ell	4,95 €	3,28 €	8,23 €	Saeul	- €	- €	- €
Erpeldange	2,55 €	3,41 €	5,96 €	Sandweiler	4,62 €	- €	4,62 €
Esch/Alzette	2,70 €	- €	2,70 €	Sanem	3,46 €	2,59 €	6,05 €
Esch/Sûre	5,76 €	5,43 €	11,20 €	Schengen	- €	- €	- €
Eschweiler	4,04 €	3,12 €	7,16 €	Schieren	5,39 €	- €	5,39 €
Ettelbruck	2,44 €	4,28 €	6,72 €	Schifflange	2,62 €	1,74 €	4,36 €
Feulen	3,25 €	4,97 €	8,22 €	Schuttrange	2,58 €	2,55 €	5,12 €
Fischbach	4,58 €	4,46 €	9,03 €	Septfontaines	3,01 €	2,97 €	5,98 €
Flaxweiler	4,73 €	5,98 €	10,71 €	Stadtbredimus	3,54 €	3,58 €	7,12 €
Frisange	3,42 €	2,58 €	6,01 €	Steinfort	3,29 €	2,57 €	5,86 €
Garnich	2,29 €	3,66 €	5,96 €	Steinsel	3,25 €	2,49 €	5,74 €
Goesdorf	4,67 €	5,98 €	10,65 €	Strassen	- €	- €	- €
Grevenmacher	3,37 €	2,32 €	5,68 €	Tandel	5,98 €	4,93 €	10,91 €
Grosbous	2,76 €	5,83 €	8,59 €	Troisvierges	3,78 €	5,97 €	9,76 €
Heffingen	3,67 €	3,79 €	7,46 €	Tuntange	4,72 €	3,58 €	8,30 €
Hesperange	2,69 €	2,90 €	5,59 €	Useldange	3,67 €	3,49 €	7,17 €
Hobscheid	- €	- €	- €	Vallée de l'Ernz	4,56 €	7,60 €	12,15 €
Junglinster	3,85 €	2,52 €	6,37 €	Vianden	4,37 €	5,65 €	10,03 €
Kaerjeng	3,40 €	2,87 €	6,27 €	Vichten	4,08 €	4,11 €	8,18 €
Kayl	- €	- €	- €	Wahl	- €	- €	- €
Kehlen	3,73 €	1,99 €	5,72 €	Waldbillig	2,88 €	4,71 €	7,59 €
Kiischpelt	5,12 €	5,31 €	10,43 €	Waldbredimus	2,70 €	3,89 €	6,60 €
Koerich	3,11 €	4,72 €	7,83 €	Walferdange	2,77 €	2,39 €	5,16 €
Kopstal	2,96 €	3,46 €	6,43 €	Weiler-la-Tour	3,30 €	2,89 €	6,19 €
Lac de la Haute-Sûre	4,76 €	5,08 €	9,84 €	Weiswampach	4,64 €	5,69 €	10,34 €
Larochette	2,61 €	3,40 €	6,01 €	Wiltz	2,71 €	2,32 €	5,03 €
Lenningen	3,44 €	2,37 €	5,81 €	Wintrange	4,14 €	2,96 €	7,10 €
Leudelange	2,83 €	3,91 €	6,74 €	Winseler	4,99 €	4,78 €	9,76 €
Lintgen	1,87 €	2,22 €	4,09 €	Wormeldange	4,63 €	4,42 €	9,06 €

6.5.3 Kostenausgleich

Ausgleichsmaßnahmen können entweder durch eine Kostenreduktion oder eine Preisdeckelung erreicht werden und können unter verschiedenen Kriterien angewendet werden.

Nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie und dem luxemburgischen Wassergesetz¹⁶⁴ sind Abweichungen vom Kostendeckungsprinzip unter folgenden Voraussetzungen möglich:

- „Die Mitgliedsstaaten können dabei den sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen der Kostendeckung sowie die geographischen und klimatischen Gegebenheiten der betreffenden Region oder Regionen Rechnung tragen.“
- „Dass die Wassergebührenpolitik angemessene Anreize für die Benutzer darstellt, Wasserressourcen effizient zu nutzen.“

Im luxemburgischen Wassergesetz sind Anpassungsmöglichkeiten ebenfalls vorgesehen. Der Gesetzgeber schreibt: „Die Wasserabgaben können so festgelegt werden dass sie ökonomischen und wirtschaftlichen Kosten sowie geographischen Gegebenheiten der betreffenden Region Rechnung tragen“.

6.5.3.1 Geographischer Kostenausgleich im Trinkwasser

Um eine erste Glättung der kommunalen Gesamtkosten pro Kubikmeter zu erhalten, werden zwei Maßnahmen praktiziert.

Die erste Maßnahme ist eine Deckelung des Einkaufspreises des Trinkwassers. Sie gilt für Gemeinden die zumindest teilweise auf eine Versorgung von außerhalb angewiesen sind. Der maximale Wassereinkaufspreis wurde auf 1,20 Euro je Kubikmeter fixiert. Die Differenz zwischen den erlaubten Einkaufskosten und den Trinkwasserversorgungskosten, die die besagte Obergrenze überschreiten werden demnach von den Gesamtkosten der Gemeinde subtrahiert, was zu einer Senkung der kommunalen Kosten je Kubikmeter führt.

Die zweite Maßnahme dient dazu, zusätzliche Kosten, entstanden durch Unterschiede in der Besiedlungsdichte, zu berücksichtigen. Gemeinhin weisen Wassernetze mit geringerer Siedlungsdichte höhere Investitionskosten pro Kopf auf. Da dieser Umstand vornehmlich auf längere Rohrlängen zum Erreichen des Endkonsumenten zurückzuführen ist, wurde entschlossen beschlossen die in ländlichen Gegenden zumeist ineffizienten Verbindungen zwischen den einzelnen Siedlungen bei der Preisberechnung (jährliche Abschreibungsbeträge) auf die notwendige Minimallänge zu reduzieren. Mithilfe des PPRI Faktors (PPRI = Plus Petit Réseau d'Interconnexion), der für jede Gemeinde bestimmt wurde, fallen der Gemeinde nur noch die Kosten des Netzes der kleinstmöglichen Verbindungen zur Last.

6.5.3.2 Geographischer Kostenausgleich im Abwasser

Im Abwassernetz werden drei Ausgleichsmaßnahmen angewendet:

- In Luxemburg besteht das Abwassernetz überwiegend (95%) aus Mischkanalisationen. Somit werden über das Abwassernetz sowohl gebrauchtes Wasser von den Wassernutzern als auch Regenwasser der versiegelten Flächen, entsorgt. Alle Aufwendungen die der Regenwasserabführung zugeordnet werden können, wie beispielsweise

¹⁶⁴ Loi du 19 décembre 2008 relative à l'eau

Regenüberlaufbecken, fließen nicht in die Kostenerhebung für das Abwassernetz ein.

- Da durch die neue Berechnungsmethode, ein untragbarer Anstieg der Abwassergebühren drohte, wurde ermessen zunächst 50% der kalkulierten Abschreibungskosten der Gemeindeinfrastruktur des Abwassernetzes nicht mit in die Kostenerhebung einfließen zu lassen. Liquiditätstechnisch müssten die durch diese „Cost-Cutting“-Maßnahme entstandenen Mindereinnahmen zumindest kurzfristig zu verkraften sein und dürften den laufenden Betrieb des Abwassernetzes in keiner Weise beeinträchtigen. Es ist allerdings angeraten mittelfristig von dieser Praxis abzuweichen, um die Finanzierbarkeit etwaiger Erneuerungen im Netz nicht zu gefährden.
- Eine weitere Ausgleichsmaßnahme wird appliziert, wenn eine Gemeinde überdurchschnittlich hohe Funktionskosten hinsichtlich des Abwassernetzes zu tragen hat, oder diese im Abwasserformular angegeben hat. Zu diesem Zweck wurde ein Benchmarkwert der zulässigen Funktionskosten je Meter Abwassernetz berechnet. Die Differenz dieses Faktors zu den von den Kommunen veranschlagten Kosten wird von der Kostenbasis wiederum subtrahiert.

6.5.3.3 Ergebnisse nach dem geographischen Kostenausgleich

Unter der Annahme, dass die Kosten für Trink- und Abwasser addieren werden, liegen nach dem geographischen Kostenausgleich noch 8% anstatt 19% der Einwohner in den Gemeinden über einen Wert von 7 Euro je Kubikmeter Wasser. Betrachtet man das Trinkwasser einzeln, liegen 18,4% der Bevölkerung über einem Preis von 3,5 Euro pro Kubikmeter. Nach dem Ausgleich fällt dieser Wert auf 16%. Im Abwassernetz sinkt der Prozentsatz von 18,4% vor der Anpassung, auf 10,7% nach dem geographischen Kostenausgleich.

In monetären Größen ausgedrückt, setzt sich der Kostenausgleich für die Gemeinden, die Angaben zu Trinkwasser respektive zum Abwasser eingereicht haben, wie folgt zusammen: Der geographische Kostenausgleich im Trinkwasser senkt die Gesamtkosten um 3.400.000 Euro. 95 Gemeinden und 64% der Bevölkerung erhalten diesen Kostenausgleich. Der geographische Kostenausgleich im Abwasser schlägt mit 25.900.000 Euro zu buche. Nach Addition beider Werte würde die Kostenreduktion auf 29.300.000 Euro anwachsen.

6.5.3.4 Ökonomischer Kostenausgleich

Mit dem ökonomischen Kostenausgleich wird eine weitere Glättung der Wasserkosten je Kubikmeter erreicht. Einheitspreise, welche 7 EUR/m³ überschreiten wurden als untragbar für ein Allgemeingut erachtet und eine „Preisobergrenze“ von 7 EUR/m³ wurde eingeführt. In der Praxis findet die beschriebene Maßnahme wie folgt Verwendung.

Die Berechnung im Trinkwassernetz erfolgt auf Grund des genutzten Wasservolumens (in Kubikmeter) aller Verbraucher der jeweiligen Gemeinde. Zur Ermittlung der maximal zulässigen Kosten, werden die verbrauchten Kubikmeter mit 3,5 EUR/m³ multipliziert. Wenn die Summe der zurückbehaltenen kommunalen Wasserkosten (nach geographischem Kostenausgleich) den zulässigen Höchstbetrag überschreitet, wird der maximal erlaubte Höchstwert als Rechnungsgrundlage des Trinkwasserpreises zurückbehalten.

Die Berechnung der höchstzulässigen Kosten im Abwassernetz funktioniert analog der Kalkulation im Trinkwasser.

6.5.3.5 Ergebnisse nach geographischem und ökonomischem Kostenausgleich

Nach ökonomischer Kostenreduktion, d.h. mit der Festlegung der Obergrenze von 7 Euro pro Kubikmeter, überschreitet keine der Gemeinden diese Obergrenze. Folglich fällt der Prozentsatz auf 0%.

Nach Verrechnung beider Kostenreduktionen ergibt sich folgendes Bild. Sowohl die Trinkwasserpreise als auch die Abwasserpreise unterschreiten die 1,83 EUR/m³, bzw. 1,03 EUR/m³ nicht. Insgesamt müssen für den Kubikmeter Wasser mindestens 3,47 Euro veranschlagt werden. Durchschnittlich belaufen sich die Preise für Trinkwasser auf 3,08 Euro, für Abwasser 2,49 Euro, was rund 5,57 Euro insgesamt entspricht.

Nach der ökonomischen Kostenreduktion überschreitet kein kommunaler Einheitspreis die 3,5 EUR/m³ in einem der Netze. Der ökonomische Kostenausgleich reduziert die Trinkwasserkosten von 37 Gemeinden der insgesamt 97 Gemeinden der Stichprobe. Dies entspricht rund 2.400.000 Euro, was nach Extrapolation auf die Gesamtheit auf rund 2.600.000 Euro ansteigt. Im Abwasser verringern sich die Kosten von 20 der 93 Gemeinden (86% der Bevölkerung). Monetär ausgedrückt verringern sich die Kosten in der Stichprobe um 1.300.000 Euro, was hochgerechnet rund 1.500.000 Euro entspricht.

6.5.4 Die Kostendeckung der Wasserdienstleistungen

Die erhobenen Kosten wurden zwischen 2008 und 2012 gesammelt. Unter der Hypothese, dass die Daten in etwa den Kosten des Jahres 2010 entsprechen würden, wurden diese als Grundlage der folgenden Berechnungen genutzt.

Die Netto-Gesamtkosten des Jahres 2010 belaufen sich demnach auf 97.500.000 Euro (94% der Brutto-Gesamtkosten) für das Trinkwasser und auf 83.800.000 Euro (75% der Brutto-Gesamtkosten) für das Abwasser, welches Netto-Gesamtkosten von 181.300.000 Euro ergibt. Es sind eben jene Kosten welche der harmonisierte Wasserpreis zu decken versucht. Diese repräsentieren für das Jahr 2010 84% der Brutto-Gesamtkosten.

Zur Berechnung der Kosten für 2012 wurden die Pro-Kopf-Kosten des Jahres 2010 mithilfe von zwei Lohnindexierungen von jeweils 2,5 Prozent auf das Preisniveau von 2012 gehoben und anschließend mit der Einwohnerzahl von 2012 multipliziert. Diese Berechnungen ergeben für das Jahr 2012 Nettotrinkwasserkosten von 107.100.000 Euro, Nettoabwasserkosten von 92.050.000 Euro und damit Nettogesamtkosten von 199.150.000 Euro.

Der ermittelte Kostendeckungsgrad ist nach jeder Ausgleichsmaßnahme besser, da diese zumindest rechnerisch einer Senkung der Kosten gleichkommen. Nach Analyse der Daten von 2012, verbessert sich der Kostendeckungsgrad im Trinkwasser von 73% Kostendeckung zu Beginn auf 76% Kostendeckung nach geographischem Kostenausgleich, sowie auf 78% der Kostendeckung nach geographischem und ökonomischem Kostenausgleich. Das Abwasser erreicht im Jahr 2012 81% Kostendeckung nach beiden Kostenausgleichsmaßnahmen. Insgesamt werden 79% der Netto-Gesamtkosten durch Einnahmen im Jahr 2012 gedeckt.

Der Kostendeckungsgrad bezeichnet den Prozentsatz der Kosten, die über die Einnahmen der

Gemeinden für gewisse Aktivitäten gedeckt werden. Es ist jedoch zu bemerken, dass der von der harmonisierten Tarifierung visierte Kostendeckungsgrad sich nicht auf die effektiv erhobenen Kosten der Wasserdienstleistungen bezieht (Bruttogesamtkosten, deren Deckung 100% Kostendeckungsgrad entsprechen würde) sondern nur den Teil der Kosten die nach dem geographischen und ökonomischen Kostenausgleich zurückbehalten wurden (im Folgenden Netto-Gesamtkosten). So ist es auch verständlich dass sich der Kostendeckungsgrad mit der geographischen und der ökonomischen Ausgleichsmaßnahme verbessert, da die zu deckende Kostenbasis reduziert wurde.

6.5.5 Entwicklung des Kostendeckungsgrads der Wasserwirtschaft

Der Kostendeckungsgrad hat sich in der Vergangenheit Jahr für Jahr erhöht durch die immer häufigere Applizierung der Tarifierung des harmonisierten Wasserpreises, welche es ermöglicht, wenn national angewandt, 100% der Netto-Gesamtkosten zu decken.

Tabelle 6-2: Kostendeckungsgrade (2008-2012)

Kostendeckung	2008	2009	2010	2011	2012
Trinkwasser					
Brutto-Gesamtkosten	54%	55%	66%	70%	73%
nach GEO	56%	57%	69%	72%	76%
nach ÖKO	58%	59%	70%	74%	78%
Abwasser					
Brutto-Gesamtkosten	32%	34%	46%	54%	61%
nach GEO	42%	45%	60%	70%	80%
nach ÖKO	43%	46%	61%	71%	81%
Gesamt					
Brutto-Gesamtkosten	43%	44%	56%	61%	67%
nach GEO	50%	51%	65%	71%	78%
nach ÖKO	51%	53%	66%	73%	79%

In den letzten 5 Jahren, hat sich der Kostendeckungsgrad im Trinkwasser um rund 20% gesteigert (nach Kostenausgleich). In derselben Zeitspanne ist im Abwasser eine Steigung des Kostendeckungsgrades von 38% zu vernehmen. Global ergibt sich so für die Aktivität „Wasser“ eine kontinuierliche jährliche Steigung, welche nach 5 Jahren insgesamt 28% ausmacht, und einen Kostendeckungsgrad von 79% der Netto-Gesamtkosten erreicht. In Bezug auf die realen Kosten der Gemeinden, den Brutto-Gesamtkosten, ergibt sich für das Jahr 2012 ein Kostendeckungsgrad von 67%. Den Unterschied von 12% machen die Kosten aus, welche über die geographische, sowohl als auch über den ökonomischen Kostenausgleich identifiziert und nicht mehr berücksichtigt werden.

Man sieht also, dass in den letzten Jahren die Tarifierung des harmonisierten Wasserpreises von immer mehr Gemeinden angewandt wird, was sich positiv auf die Entwicklung des Kostendeckungsgrads (nach dem Prinzip der AGE) auswirkt.

Der Kostendeckungsgrad von 100% ist natürlich nur über eine nationale Anwendung des Prinzips des harmonisierten und ausgeglichenen Wasserpreises zu erreichen, d.h. dass jede Gemeinde seinen Wasserpreis nach dieser klar definierten Methode berechnen und auch verrechnen würde.

7. Verzeichnis der Schutzgebiete

Gemäß Artikel 6 und Anhang IV der WRRL ist im Rahmen der Bestandsaufnahme für jede Flussgebietseinheit ein Verzeichnis der Schutzgebiete zu erstellen, für die gemäß den spezifischen gemeinschaftlichen Rechtsvorschriften zum Schutz der Oberflächengewässer und des Grundwassers oder zur Erhaltung von unmittelbar vom Wasser abhängigen Lebensräumen und Arten ein besonderer Schutzbedarf festgestellt wurde.

Für alle diese Gebiete ist der gute Zustand besonders von Bedeutung, zusätzliche Anforderungen können sich aus den einzelnen (nationalen) Rechtsakten die Schutzgebiete betreffend ergeben.

Zum Verzeichnis der Schutzgebiete gehören:

- Trinkwasserentnahmegebiete nach Artikel 7(1) der WRRL;
- Schutzgebiete für aquatische Arten, die aus wirtschaftlicher Sicht bedeutend sind (Fisch- und Muschelgewässer);
- Badegewässer laut Badegewässerrichtlinie (2006/7/CE);
- Empfindliche Gebiete laut Kommunalabwasserrichtlinie (Richtlinie 91/271/EWG) und gefährdete Gebiete laut Nitratrichtlinie (Richtlinie 91/676/EWG);
- Vogelschutz- und FFH-Gebiete (Richtlinien 79/409/EWG und 92/43/EWG).

Tabelle 7-1: Auflistung der Schutzgebiete in Luxemburg

Schutzgebiete	Großherzogtum Luxemburg
Trinkwasserentnahmegebiete	<i>Grundwasser:</i> Für 5 Trinkwasserentnahmegebiete um Grundwasserfassungen laufen die öffentlichen Prozeduren im Hinblick auf die Verabschiedung großherzoglicher Verordnungen. Zudem gibt es noch +/- 80 provisorische Trinkwasserschutzgebiete. <i>Oberflächengewässer:</i> Sanitäre Schutzzonen der Obersauer-Talsperre
Schutzgebiete für aquatische Arten, die aus wirtschaftlicher Sicht bedeutend sind	12 Salmoniden- und 3 Cyprinidengewässer
Badegewässer	11 Badegewässer
Empfindliche Gebiete laut Kommunalabwasserrichtlinie	gesamte Landesfläche Luxemburgs (2.586 km ²)
Gefährdete Gebiete laut Nitratrichtlinie	gesamte Landesfläche Luxemburgs (2.586 km ²)
FFH-Gebiete	48 FFH-Gebiete (38.000 ha, 15% der Landesfläche)
Vogelschutzgebiete	12 Vogelschutzgebiete (14.200 ha, 5,5 % der Landesfläche)

Einzelne Schutzgebiete sind im Anhang 1 in den Karten 7.1 bis 7.5 dargestellt.

7.1 Trinkwasserentnahmegebiete

Nach Artikel 7(1) der WRRL sind alle Wasserkörper aufzulisten, die für die Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch genutzt werden und die durchschnittlich mehr als 10 m³ täglich liefern

oder mehr als 50 Personen bedienen bzw. die für eine solche künftige Nutzung vorgesehen sind.

Das luxemburgische Wassergesetz vom 19. Dezember 2008 sieht im Artikel 44 die Ausweisung von Schutzzonen um Wasserfassungen, die für die Trinkwasserversorgung genutzt werden, vor. In diesen Schutzzonen gelten besondere Gebote sowie Verbote für bestimmte Tätigkeiten. Die Ausweisung beziehungsweise die Anpassung der Schutzzonen erfolgt durch großherzogliche Verordnungen und muss spätestens bis zum 22. Dezember 2015 abgeschlossen sein.

In Luxemburg spielt Grundwasser für die Trinkwasserversorgung eine bedeutende Rolle. Bis zu zwei Drittel der täglich genutzten Trinkwassermengen stammen aus etwa 270 Quelfassungen und 40 Bohrungen.

Der Ausweisung von Schutzzonen um Grundwasserfassungen durch großherzogliche Verordnungen gehen mehrere Schritte voraus (hydrogeologische Studien, Öffentlichkeitsbeteiligung etc)¹⁶⁵. Trinkwasserschutzgebiete umfassen das Einzugsgebiet von Grundwasserfassungen also von Brunnen und Quellen. Nach sorgfältiger Auswertung hydrogeologischer Untersuchungen werden um die Wasserfassung herum in der Regel 3 Schutzzonen ausgewiesen:

- Zone I (Fassungsbereich)
- Zone II (engere Schutzzone)
- Zone III (weitere Schutzzone)

Die Zone I dient dem Schutz der Wasserfassung vor jeglicher Verschmutzung und Beschädigung.

Zone II soll insbesondere den Schutz vor mikrobiologischen Krankheitserregern (Bakterien/Viren) gewährleisten und verhindern, dass durch Bebauung oder durch Eingriffe in den Untergrund der Grundwasserfluss gestört wird. Falls eine Bohrung das Grundwasser aus einem tiefen und besonders gut geschützten Grundwasserleiter entnimmt und kein Risiko einer mikrobiologischen Verunreinigung besteht, kann eventuell von einer Ausweisung der Zone II abgesehen werden. Es gibt jedoch auch Bereiche, in denen der natürliche Schutz des Grundwasserleiters nicht ausreichend ist. In diesen Gebieten, die besonders anfällig für Verschmutzungen sind, kann zusätzlich eine Schutzzone II-V1 (besonders erhöhte Gefährdung) ausgewiesen werden. Eine solche Zone kann sich innerhalb der Schutzzone II oder der Zone III befinden.

Die Zone III soll den Schutz der Wasserressourcen vor nicht oder nur schwer abbaubaren Verunreinigungen gewährleisten und zur Sicherung der Ergiebigkeit der Wassergewinnung beitragen. Diese Schutzzone soll in der Regel das gesamte restliche Einzugsgebiet der Wassergewinnung umfassen.

Die Einteilung in Schutzzonen erfolgt in der Regel nach Katasterparzellen. In einem 1. Schritt erfolgt die Ausweisung ohne Berücksichtigung der Katasterparzellen. In einem 2. Schritt wird die Ausdehnung der Schutzzonen an die Katasterparzellen angepasst. Die Anpassung erfolgt nach gebietsspezifischen Kriterien (Flächenanteil der Parzelle in einer Schutzzone, geologische Kriterien). Bei außergewöhnlich großen Parzellen kann die Einteilung auch nach gut ersichtlichen Erkennungspunkten, wie zum Beispiel Feldwegen, erfolgen.

In den Schutzzonen gelten eine Reihe von Geboten und Verboten sowie Einschränkungen von menschlichen Aktivitäten. Die Maßnahmen werden nach Art der Schutzzone eingeteilt (Schutzzone I,

¹⁶⁵ Leitfaden für die Ausweisung von Grundwasserschutzzonen, Administration de la gestion de l'eau, 2010

II, II-V1 und III). Die großherzogliche Verordnung vom 9. Juli 2013¹⁶⁶ regelt unter anderem die allgemein in den Trinkwasserschutz zonen um Grundwasserfassungen geltenden Maßnahmen. Diese Maßnahmen wurden im Vorfeld mit staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren, insbesondere im Bereich der Landwirtschaft, des Naturschutzes und der Landesplanung, besprochen und festgelegt. Bei besonderen geologischen Verhältnissen können auch besondere Maßnahmen in den jeweiligen Schutzgebietsverordnungen festgehalten werden:

- In der Zone I sind nur Aktivitäten erlaubt, die dem Unterhalt, sowie der Instandhaltung der Wassergewinnungsanlagen dienen.
- In der Zone II-V1 (Zone besonderer Gefährdung) gelten vor allem Verbote. Es sind nahezu alle neuen Anlagen und Bauwerke sowie sämtliche grundwassergefährdende Aktivitäten wie Beweidung und Ausbringung von Dünger und Pestiziden verboten. Bestehende Anlagen und Bauwerke müssen so schnell wie möglich angepasst werden, um die potenzielle Verschmutzungsgefahr auf ein Minimum zu reduzieren. Hier besteht eine Genehmigungspflicht gemäß Artikel 23 des Wassergesetzes. Diese Genehmigungen werden in Zusammenarbeit mit der Umweltverwaltung und der Naturverwaltung erstellt.
- Die Zone II ist durch Verbote gekennzeichnet. Spezifische Maßnahmen in Zone II sind z. B. Einschränkungen bzw. Verbote beim Bau neuer Leitungen, Abwasseranlagen und Lagerungsinfrastrukturen für Gefahrenstoffe (Heizöltanks etc.). Neue landwirtschaftliche Bauten, Stallungen, sowie neue Bau-, Gewerbe- und Industriegebiete sind verboten. Der Einsatz von Pestiziden und die Verwendung von Düngemitteln unterliegen hier ebenfalls einer Reihe von Einschränkungen und Verboten. Auch hier müssen bestehende Anlagen und Bauwerke so schnell wie möglich angepasst werden, um die potenzielle Verschmutzungsgefahr auf ein Minimum zu reduzieren. Hier besteht eine Genehmigungspflicht gemäß Artikel 23 des Wassergesetzes. Diese Genehmigungen werden in Zusammenarbeit mit der Umweltverwaltung und der Naturverwaltung erstellt.
- Die Zone III ist durch Auflagen gekennzeichnet. Neue landwirtschaftliche Bauten, Stallungen, sowie neue Bau-, Gewerbe- und Industriegebiete sind genehmigungspflichtig. Die betreffenden Infrastrukturen dürfen nicht grundwassergefährdend sein. Hier besteht eine Genehmigungspflicht gemäß Artikel 23 des Wassergesetzes. Diese Genehmigungen werden in Zusammenarbeit mit der Umweltverwaltung und der Naturverwaltung erstellt. Die Anwendung von Pestiziden und von mineralischen und organischen Düngemitteln wird in Zone III eingeschränkt.

In den Zonen II und III ist es insbesondere verboten Einrichtungen zur Handhabung oder Lagerung gefährlicher Stoffe zu bauen, zu vergrößern oder zu betreiben, Abwasser auszubringen, versickern zu lassen oder Klärschlamm auszubringen sowie geothermische Bohranlagen einzurichten, zu entwickeln oder zu betreiben.

Rund 50% des Trinkwassers wird im Mittel in Luxemburg aus Oberflächenwasser, das aus der Obersauer-Talsperre bei Esch/Sauer stammt, gewonnen. Durch eine 47 Meter hohe Mauer wird das Wasser der Sauer aufgestaut, sodass sich im engen Flusstal ein Stausee gebildet hat. Die sanitären Zonen I und II um den Obersauer Stausee sind durch das Gesetz vom 27. Mai 1961¹⁶⁷ festgelegt worden. In der sanitären Zone I, welche etwa ein Drittel der Gesamtfläche des Stausees umfasst und von der Staumauer bis zum Eingang der Ortschaft Lultzhausen reicht, sind jegliche Freizeitaktivitäten, wie beispielsweise Angeln oder Schwimmen, oder der Bau von Häusern verboten. Die sanitäre Zone II umfasst das restliche Gebiet des Stausees und die großherzogliche Verordnung vom 16. Dezember

¹⁶⁶ Règlement grand-ducal du 9 juillet 2013 relatif aux mesures administratives dans l'ensemble des zones de protection pour les masses d'eau souterraine ou parties des masses d'eau souterraine servant de ressource à la production d'eau destinée à la consommation humaine

¹⁶⁷ Loi du 27 mai 1961 concernant les mesures de protection sanitaire du barrage d'Esch-sur-Sûre

2011¹⁶⁸ regelt im Detail welche Arbeiten und Aktivitäten dort verboten bzw. einer Genehmigung unterliegen.

Tabelle 7-2: Die Trinkwasserschutzgebiete für Oberflächengewässer und Grundwasser in Luxemburg

Internationale Flussgebiets-einheit	Anzahl der durch großherzogliche Verordnungen und Gesetze ausgewiesenen Trinkwasserschutzgebiete	Fläche (km ²)	Anzahl der Trinkwasserschutzgebiete, welche noch in Bearbeitung sind	Fläche (km ²)
Rhein	1	44	+/- 80	+/- 280
Maas	0	0	0	0
Total	1	44	+/- 80	+/- 280

7.2 Schutzgebiete für aquatische Arten, die aus wirtschaftlicher Sicht bedeutend sind

Die Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (Fischgewässerrichtlinie) wurde durch die großherzoglichen Verordnungen vom 20. Dezember 1980¹⁶⁹ bzw. vom 28. Oktober 1982¹⁷⁰ umgesetzt. Beide großherzogliche Verordnungen traten, gemäß Artikel 9 der großherzoglichen Verordnung vom 30. Dezember 2010¹⁷¹, am 22. Dezember 2013 außer Kraft.

In Luxemburg wurden gemäß Artikel 1 und 2 der großherzoglichen Verordnung vom 28. Oktober 1982 12 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte als Salmonidengewässer und 3 Gewässerabschnitte als Cyprinidengewässer eingestuft.

Tabelle 7-3: Verteilung der Salmoniden- und Cyprinidengewässer in Luxemburg

Internationale Flussgebietseinheit	Salmonidengewässer	Cyprinidengewässer
Rhein	12	3
Maas	0	0
Total	12	3

Da die Muschelgewässer Richtlinie¹⁷² auf Küstengewässer und Gewässer mit Brackwasser anzuwenden ist, trifft diese nicht auf Luxemburg zu.

7.3 Schutzgebiete von Erholungs- und Badegewässer

Die WRRL verlangt, dass alle Wasserkörper verzeichnet werden, die in Anwendung der Richtlinie 2006/7/CE zur Qualität der Badegewässer, als Badegewässer ausgewiesen wurden.

¹⁶⁸ Règlement grand-ducal du 16 décembre 2011 déterminant les installations, travaux et activités interdites ou soumises à autorisation dans la zone de protection sanitaire II du barrage) d'Esch-sur-Sûre

¹⁶⁹ Règlement grand-ducal du 20 décembre 1980 concernant la qualité des eaux ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons

¹⁷⁰ Règlement grand-ducal du 28 octobre 1982 portant désignation des eaux salmonicoles et des eaux cyprinicoles intérieures

¹⁷¹ Règlement grand-ducal du 30 décembre 2010 relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface

¹⁷² Richtlinie 79/923/EWG des Rates vom 30. Oktober 1979 über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer

In Luxemburg werden die Badegewässer seit 2006 nach der Badegewässerrichtlinie (Richtlinie 2006/7/CE¹⁷³) beprobt. Im Jahr 2007 hat Luxemburg erstmals gemäß den Vorgaben der neuen Badegewässerrichtlinie an die europäische Kommission berichtet. Die Einschätzung der Badegewässerqualität kann nach 4 aufeinanderfolgenden Probejahren der beiden bakteriologischen Parameter Intestinale Enterokokken und *Escherichia coli* nach gemäß Richtlinie 2006/7/CE ermittelt werden, was für Luxemburg 2009 bereits möglich war.

Die Badesaison dauert in Luxemburg vom 1. Mai bis zum 31. August. Die Badegewässerliste wird jedes Jahr mindestens einen Monat vor Beginn der Badesaison veröffentlicht. Die Öffentlichkeit kann bis kurz vor Badesaisonbeginn den zuständigen Behörden Anmerkungen zur Badegewässerliste zukommen lassen.

Für jedes Badegewässer wurde ein Profil erstellt, das helfen soll Verschmutzungsquellen zu ermitteln und Risiken einzuschätzen. Diese Profile der Badegewässer sind erstmals 2009 erstellt und veröffentlicht worden. Die Badegewässerprofile werden für ausgezeichnete Badegewässer nur aktualisiert, wenn sich die Einstufung verschlechtert, für gute Badegewässer werden die Badegewässerprofile alle 4 Jahre gemäß Anhang III der Badegewässerrichtlinie überarbeitet.

Im Jahre 2014 wurden in den Wasserkörpern des Stausees der Sauer (OWK III-2.2.1), der Mosel (OWK I-1) und der Wemperbaach (OWK IV-3.4) insgesamt 11 Badegewässer gemäß der Badegewässerrichtlinie ausgewiesen, die in 3 Badegewässergruppen zusammengefasst sind: der Sauer Stausee, der Badensee Remerschen und der Badensee in Weiswampach. Diese befinden sich alle in der internationalen Flussgebietseinheit Rhein.

Die Badegewässerqualität wird an 11 Überwachungsstellen ermittelt. An allen 11 Überwachungsstellen wurde im Jahre 2013 eine exzellente Qualität der entsprechenden Badegewässer nachgewiesen. Aufgrund der schlechten bakteriologischen Qualität während fünf aufeinanderfolgenden Badesaisons, wurden weitere Badegewässer an der Sauer (OWKs II-1.2, III-2.1.1, III-2.1.1 und III-3.a) und an der Our (OWKs V-1.1, V-1.2 und V-2.1) für immer gesperrt¹⁷⁴.

Tabelle 7-4: Übersicht der Badegewässer und der Überwachungsstellen für Badegewässer in Luxemburg (Stand 2014)

Internationale Flussgebietseinheit	Badegewässergruppe	OWK Code	Überwachungsstelle
Rhein	Stausee Esch/Sauer	III-2.2.1	Liefrange Burgfried Insenborn Fuussefeld Lultzhausen Romwiss
Rhein	Badensee Weiswampach	IV-3.4	Weiswampach 1 Weiswampach 2
Rhein	Badensee Remerschen	I-1	Remerschen 1 Remerschen 2 Remerschen 3

¹⁷³ Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG

¹⁷⁴ Gemäß der Badegewässerrichtlinie 2006/7/CE „permanently closed“

7.4 Nährstoffsensible und gefährdete Gebiete

Das Großherzogtum Luxemburg ist im Sinne der Kommunalabwasserrichtlinie¹⁷⁵ und gemäß Artikel 20(3) des Wassergesetzes vom 19. Dezember 2008 flächendeckend als empfindliches Gebiet ausgewiesen worden. Zudem ist die gesamte Fläche des Großherzogtums als gefährdetes Gebiet im Sinne der Nitratrichtlinie¹⁷⁶ und gemäß Artikel 20(3) des Wassergesetzes vom 19. Dezember 2008 eingestuft worden.

7.5 Oberflächenwasserabhängige Vogelschutz- und FFH-Gebiete (Natura 2000)

Das europäische ökologische Netzwerk Natura 2000 umfasst Gebiete, die gemäß der Vogelschutzrichtlinie (VS-RL)¹⁷⁷ und der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie)¹⁷⁸ mit dem Ziel der Bewahrung der biologischen Vielfalt ausgewiesen wurden. Gemäß Artikel 2 der FFH-Richtlinie ist das Ziel der Richtlinie einen günstigen Erhaltungszustand der natürlichen Lebensräume und wild lebenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse zu bewahren oder wiederherzustellen. Beide Richtlinien listen insgesamt 198 Lebensraumtypen, 480 Pflanzen- und 226 Tierarten sowie 181 Vogelarten auf, die durch die Natura 2000 Gebiete geschützt werden sollen.

Die in Luxemburg vorkommenden und zu schützenden Lebensraumtypen, Pflanzen- und Tierarten sowie Vogelarten sind im Naturschutzgesetz vom 19. Januar 2004¹⁷⁹ festgehalten. Die Liste der Natura 2000 Gebiete, die in Luxemburg unter Schutz gestellt sind, ist ebenfalls im Gesetz enthalten. In der großherzoglichen Verordnung vom 6. November 2009¹⁸⁰ sind zudem die Schutzziele für die besonderen Schutzgebiete in Sinne der FFH-Richtlinie detailliert festgelegt und in der großherzoglichen Verordnung vom 30. November 2012¹⁸¹ jene für die besonderen Schutzgebiete gemäß der Vogelschutzrichtlinie.

Das Natura 2000 Netzwerk Luxemburgs umfasst derzeit 48 FFH-Gebiete, die den Schutz von 31 Lebensraumtypen, wie z.B. extensive Mähwiesen oder Auenwälder, und 2 Pflanzen- sowie 19 Tierarten gewährleisten sollen, mit einer Fläche von 38.000 ha und 12 Vogelschutzgebiete zum Erhalt seltener Vogelarten mit einer Fläche von etwa 14.200 ha. Da sich die FFH- und Vogelschutzgebiete auf einer Fläche von ca. 7.500 ha überschneiden, beträgt die Gesamtfläche der Natura 2000-Gebiete in Luxemburg ca. 45.000 ha, was 17,4% der Landesfläche entspricht. Hier sei erwähnt, dass die Ausweisung weiterer Vogelschutzgebiete geplant ist. Für jedes der insgesamt 60 Schutzgebiete soll ein sogenannter Managementplan (plan de gestion) erstellt werden, wobei für einzelne Schutzgebiete bereits ein solcher ausgearbeitet wurde¹⁸². Im Rahmen dieser Managementpläne sollen für jedes Schutzgebiet Maßnahmen zum Erhalt bzw. zur Verbesserung des Erhaltungszustandes der Lebensräume, Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse vorgeschlagen werden.

Die für die Umsetzung der WRRL wasserrelevanten Natura 2000 Gebiete wurden auf Grund der

¹⁷⁵ Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser

¹⁷⁶ Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen

¹⁷⁷ Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten

¹⁷⁸ Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen

¹⁷⁹ Loi du 19 janvier 2004 concernant la protection de la nature et des ressources naturelles

¹⁸⁰ Règlement grand-ducal du 6 novembre 2009 portant désignation des zones spéciales de conservation

¹⁸¹ Règlement grand-ducal du 30 novembre 2012 portant désignation des zones de protection spéciale

¹⁸²

Präsenz von wassergebundenen Arten und / oder wasserabhängigen Habitaten definiert. In der Tabelle in Anhang 8 sowie den Karten 7.4 und 7.5 im Anhang 1 sind alle Natura 2000 Gebiete hervorgehoben die Schutzziele aufweisen, welche wasserabhängige Habitats oder Arten betreffen die nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie oder der Vogelschutz-Richtlinie geschützt sind. Von den insgesamt 60 Schutzgebieten, weisen 50 Schutzgebiete wasserabhängige Habitats bzw. Arten auf. Die Schutzziele der Natura 2000 Gebiete wurden aus dem „Règlement grand-ducal du 6 novembre 2009 portant désignation des zones spéciales de conservation“ sowie dem „Règlement grand-ducal du 30 novembre 2012 portant désignation des zones de protection spéciale“ entnommen und sind nachstehend aufgeführt.

Wasserabhängige Habitats:

- Natürliche und naturnahe Fließgewässer mit flutender Wasserpflanzenvegetation des *Ranunculion fluitantis*-Verbandes, des *Callitricho-Batrachion* oder flutenden Wassermoosen (3260)
- Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der *Littorelletea uniflorae* und/oder der *Isoëto-Nanojuncetea* (3130)
- Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen (3140)
- Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitions (3150)
- Kalktuffquellen (Cratoneurion) (7220*)
- Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe (6430)
- Auen-Wälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) (91E0*)
- Übergangs- und Schwinggrasmoore (7140)
- Moorwälder (91D0*)
- Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (*Carpinion betuli*) (9160)

Wasserabhängige Arten:

- *Lampetra planeri* (Bachneunauge)
- *Salmo salar* (Atlantischer Lachs)
- *Rhodeus sericeus amarus* (Bitterling)
- *Bombina variegata* (Gelbbauchunke)
- *Margaritifera margaritifera* (Flussperlmuschel)
- *Unio crassus* (Bachmuschel)
- *Triturus cristatus* (Kammolch)
- *Lutra lutra* (Fischotter)
- Wasserabhängige Vögel

Der Erhaltungszustand dieser Habitats und Arten wurde 2013 im Rahmen des Monitorings gemäß Artikel 17 der FFH-RL und Artikel 12 der VS-RL ermittelt und an die Europäische Kommission berichtet. Diese Untersuchungen haben ergeben, dass der Erhaltungszustand aller wasserabhängigen Habitats und Arten auf nationaler Ebene ungünstig und in manchen Fällen sogar schlecht ist. Dies bedeutet nicht zwingend, dass ein ungünstiger Erhaltungszustand dieser Habitats und Arten in jedem Natura 2000 Gebiet vorausgesetzt werden kann. Die aktuelle Datenlage erlaubt jedoch noch nicht gebietsbezogene Aussagen über den Erhaltungszustand der geschützten Habitats und Arten zu machen. Um dies in Zukunft zu ermöglichen sollen Bestandsaufnahmen in allen Natura 2000 Gebieten in Luxemburg durchgeführt werden.

Eine Übersicht der Oberflächenwasserkörper (Einzugsgebiete) in denen sich sowohl wasserabhängige als auch nicht wasserabhängige Natura 2000 Gebiete bzw. Teile von Natura 2000 Gebieten befinden, ist in den Anhängen 9 und 10 enthalten.

8. Wasserabhängige Ökosysteme

8.1. Grundwasserkörper mit direkt abhängigen Oberflächengewässer-Ökosystemen oder Landökosystemen (terrestrische Ökosysteme)

8.1.1 Angewandte Methodik

8.1.1.1 Grundwasserabhängige Oberflächengewässerökosysteme

Der hydraulische Zusammenhang zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern kann sich räumlich (Quelle bis Mündung in Abhängigkeit der geologischen Verhältnisse) und zeitlich (Niedrig-, Mittel-, Hochwasser bzw. Nass- und Trockenjahre) verändern. In Luxemburg herrschen vor allem effluente Grundwasserverhältnisse mit Fließgefälle vom Grundwasser in das Oberflächengewässer.

Oberflächengewässerökosysteme werden dann, in Anlehnung an den CIS Leitfaden Nr.18 zur Beurteilung von Zustand und Trends im Grundwasser, als relevant betrachtet wenn mehr als 50% der Schadstofffracht aus dem Grundwasser, d.h. aus Quellen, stammt, welche Bäche beziehungsweise Flüsse speisen. Dabei sollen laut CIS Leitfaden nur Oberflächenwasserkörper betrachtet werden, welche als eutroph beziehungsweise als in einem „chemisch schlechten Zustand“ eingestuft sind. Konzeptuelle Modelle zur Abschätzung dieser Schadstofffracht werden im 2. Bewirtschaftungszyklus erstellt werden.

Zur Abschätzung des Einflusses von Grundwasser auf Oberflächengewässer wurden repräsentative Abflussganglinien von Bächen analysiert¹⁸³ um mittels des Niedrigwasserabflusses den Einfluss von Grundwasser qualitativ abzuschätzen. Zudem wurden eventuelle Zusammenhänge zwischen der Wasserqualität (Nitrat von Bachläufen und Grundwasserquellen (Werte 2011/2012) betrachtet.

8.1.1.2 Grundwasserabhängige Landökosysteme

Über den Zeitraum 2013-2014 wurde eine Studie zur Identifizierung der grundwasserabhängigen Landökosysteme¹⁸⁴ durchgeführt. Die Identifizierung von grundwasserabhängigen terrestrischen Ökosystemen (GWATÖ) beschränkte sich auf Natura 2000-Gebiete. Als Datengrundlage dienten:

- das Biotopkataster geschützter Biotope. Diese Biotope umfassen sowohl die nach der FFH-Richtlinie¹⁸⁵ geschützten Biotope, als auch eine Reihe nur auf nationaler Ebene geschützte Biotope (gemäß Artikel 17 des geänderten Naturschutzgesetzes¹⁸⁶). Die Kartierung beschränkt sich jedoch auf die Gebiete außerhalb der Waldbereiche, also die Gebiete im Offenland;
- die phytosoziologische Waldkartierung;
- die Pflegepläne der Natura 2000-Zonen und
- zusätzliche Kartierungen wie z. B. die Kartierung von Tuffquellen.

¹⁸³ Surveillance quantitative des eaux souterraines du Grand-Duché de Luxembourg, Analyse des données du réseau de mesure de l'Administration de la gestion de l'eau, Centre de Recherche Public Gabriel Lippmann, 2012

¹⁸⁴ Grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme in Luxemburg, Endbericht, Bureau d'Etudes et de Services Techniques (Best), 2014

¹⁸⁵ Richtlinie vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen

¹⁸⁶ Loi modifiée du 19 janvier 2004 concernant la protection de la nature et des ressources naturelles

Nach einer ersten Auswahl von potenziellen (grund)wasserabhängigen Biotoptypen, wurden anhand einer systematischen Vorgehensweise grundwasserabhängige Gebiete innerhalb von Natura 2000-Gebieten identifiziert. Dabei wurde folgendes Schema angewandt:

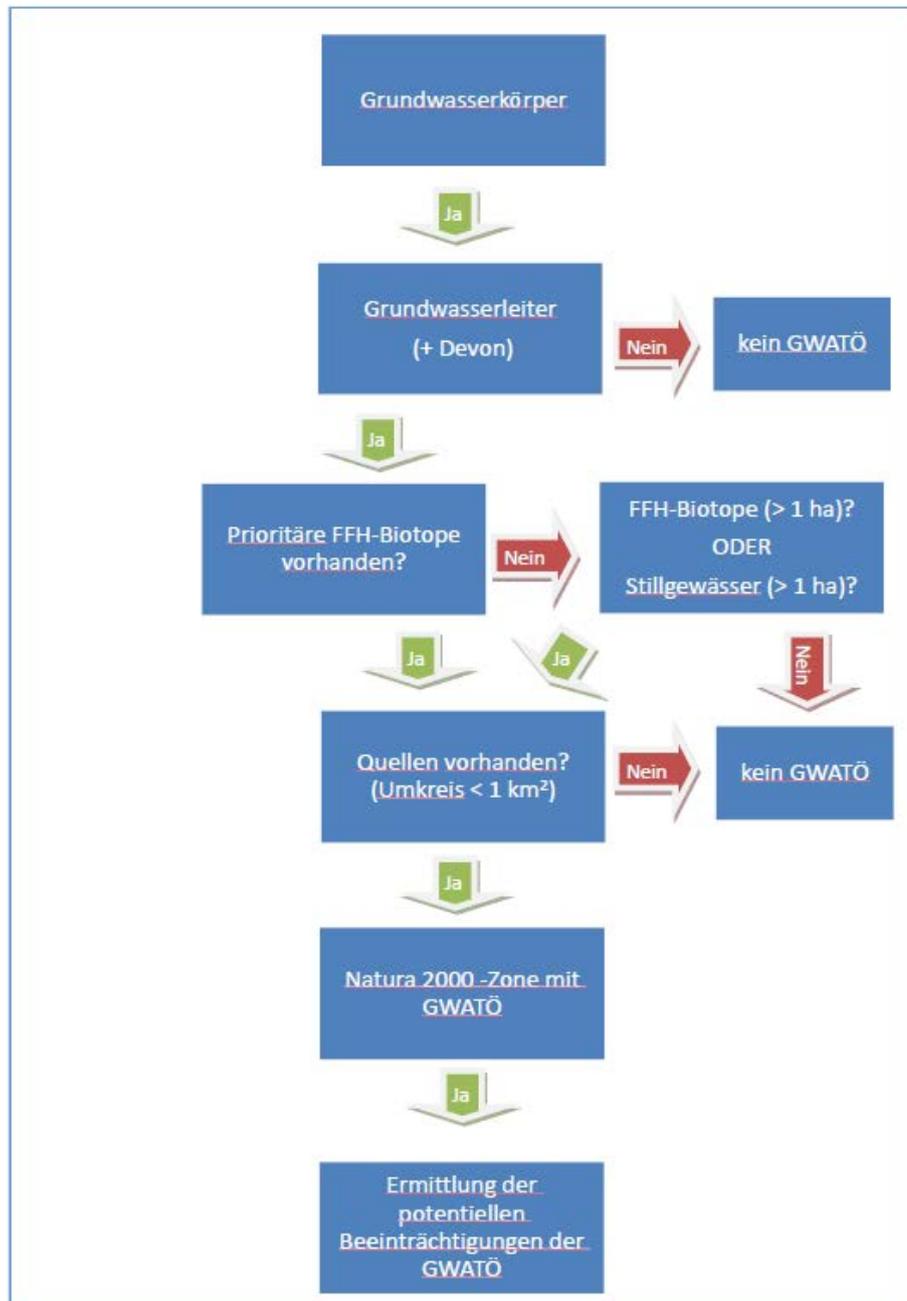


Abbildung 8-1: Methodik zur Ermittlung von grundwasserabhängigen Landökosystemen (GWATÖ) und Natura 2000-Zonen mit GWATÖ

Als Kriterium um zu entscheiden, ob ein Natura 2000-Gebiet eine Bedeutung für grundwasserabhängige Landökosysteme hat, müssen entweder prioritäre FFH-Lebensräume vorhanden sein oder FFH-Biotop mit einer Gesamtlächendeckung von mehr als 1 ha. Zusätzlich

muss ein eindeutiger Zusammenhang mit dem Grundwasser nachgewiesen werden.

Zur Ermittlung der Beeinträchtigungen der Biotope wurden die visuellen Beeinträchtigungen, welche im Rahmen des Biotopkatasters ermittelt wurden, verwendet. Diese basieren auf visuellen Einschätzungen, welche nach einer standardisierten Vorgehensweise ermittelt wurden. Vervollständig wurden diese Beobachtungen der Beeinträchtigungen durch vorliegende Wasserqualitätsdaten von an den Biotopen angrenzenden Grundwasseraustritten bzw. -messstellen. Wasserqualitätsanalysen von den als grundwasserabhängig eingestuften Biotopen sind nicht vorhanden. Solche Analysen sollen aber im Rahmen des 2. Bewirtschaftungszyklus durchgeführt werden.

8.1.2 Ergebnisse

8.1.2.1 Grundwasserabhängige Oberflächengewässerökosysteme

Laut Nitratbericht¹⁸⁷ stellt die Stickstofffracht aus dem Grundwasser im Zeitraum 2008-2011 landesweit rund 50% der Gesamtfracht in den Oberflächengewässern dar. Genaue Verteilungen pro Grundwasserkörper sind zurzeit nicht verfügbar.

Die relativ hohen Niedrigwasserabflüsse von Bächen innerhalb des Grundwasserkörpers Unterer Lias (Messtation Grundhof, Schwarze Ern) zeigen den bedeutenden Einfluss von Grundwasser in dieser Region. Zudem ist entlang der Bachläufe Schwarze Ern, Weiße Ern (GWK Unterer Lias) sowie Attert (GWK Trias-Nord) eine Korrelation zwischen Nitratwerten im Oberflächengewässer und Grundwasser deutlich erkennbar.

Die Abschätzung des Einflusses von Grundwasser und seiner Gesamtfracht auf grundwasserabhängige Oberflächengewässerökosysteme gestaltet sich als weit weniger eindeutig. Die Abflussdiagramme von Bachläufen zeigen, dass der Beitrag des Grundwasserabflusses zwar nicht vernachlässigbar ist, es sich hierbei jedoch vorwiegend um Hangwasser beziehungsweise sehr oberflächennahes Grundwasser handelt, welches in den obersten Bodenschichten gespeichert werden kann.

8.1.2.2 Grundwasserabhängige Landökosysteme

In Luxemburg sind 3 prioritäre Lebensräume, welche als grundwasserabhängig eingestuft werden können, identifiziert worden:

- Kalktuffquellen (Cratoneurion), Biotop-Code: 7220;
- Birken-Moorwald, Biotop-Code: 91D1;
- Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*, Biotop-Code: 91E0;;

Insgesamt konnten 15 Natura 2000-Gebiete identifiziert werden, welche eine hohe Bedeutung für grundwasserabhängige Lebensraumtypen aufweisen.

Das Gebiet mit dem flächenmäßig höchsten Anteil an oben aufgelisteten prioritären Lebensräumen ist das Natura 2000-Gebiet LU0001033 Wilverdange-Conzefenn mit einem Anteil an prioritären FFH-Lebensräumen von mehr als 2% ihrer Gesamtfläche.

¹⁸⁷ Rapport conformément à l'article 10 de la directive 91/676/CEE concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole – Période 2008-2011, Ministère de l'Intérieur et à la Grande Région/Administration de la Gestion de l'eau, Août 2012

Das Gebiet mit der höchsten Anzahl an grundwasserabhängigen FFH-Lebensräumen (vorwiegend Kalktuffquellen) besitzt mit ca. 1,7 ha die Habitatschutzzone LU0001018 Vallée de la Mamer et de l'Eisch im Grundwasserkörper Unterer Lias.

Die flächenmäßige Ausbreitungen beziehungsweise der Anteil von prioritären Lebensräumen und grundwasserabhängigen FFH-Gebieten verteilen sich wie folgt pro Grundwasserkörper:

Tabelle 8-1: Grundwasserabhängige Landökosysteme

Grundwasserkörper	Natura 2000-Zonen mit Vorkommen von GWATÖ mit Bedeutung	
	Anzahl	Name Zone
Devon	3	Vallée de l'Our de Ouren à Wallendorf-Pont (LU0001002), Wilwerdange-Conzefenn (LU0001033), Vallée Supérieure de l'Our et affluents de Lieler à Dasbourg (LU0002003)
Trias-Nord	4	Vallée de l'Our de Ouren à Wallendorf-Pont (LU0001002), Zones humides de Bissen et Fënsterdall (LU0001014), Vallée de l'Ernz Blanche (LU0001015), Vallée de la Mamer et de l'Eisch (LU0001018), Vallée de l'Attert (IBA)
Trias-Ost	5	Herborn-Bois de Herborn/Echternach-Haard (LU0001016), Vallée de la Sûre Inférieure (LU0001017), Grunewald (LU0001022), Vallée de l'Ernz Noire/Beaufort/Berdorf (LU0001011), Haff Réimech (LU0002012)
Unterer Lias	9	Vallée de l'Ernz Blanche (LU0001015), Herborn-Bois de Herborn/Echternach-Haard (LU0001016), Vallée de la Mamer et de l'Eisch (LU0001018), Grunewald (LU0001022), Bertrange - Gréivelsershaff/Bouferterhaff (LU0001026), Vallée de l'Attert (IBA), Région du Lias Moyen (IBA), Vallée de l'Ernz Noire/Beaufort/Berdorf (LU0001011), Leitrangle-Heischel (LU0001067)
Mittlerer Lias	2	Bertrange - Gréivelsershaff/Bouferterhaff (LU0001026), Région du Lias Moyen (IBA)
Oberer Lias/Dogger	0	

Anmerkung zur Tabelle: Einige Natura 2000 Gebiete dehnen sich über 2 Grundwasserkörper aus (Gesamtanzahl der betroffenen Natura 2000 Gebiete: 15). Die Gebiete sind in Karte 8.1 im Anhang 1 räumlich dargestellt.

Die visuell ermittelten Beeinträchtigungen sind breitgefächert und reichen von diversen Ablagerungen über Aufforstung, Herbizidschäden, Neophyten, Nutzungsintensivierung bis hin zu Wildschäden, wobei verstärkter Nährstoffeintrag die meishäufigste Beeinträchtigung darstellt. Diese Beeinträchtigung durch verstärkten Nährstoffeintrag kann auch durch die Grundwasserqualität bedingt sein. Wasserqualitätsanalysen in den besagten Biotopen standen zum Zeitpunkt der Berichterstellung (Frühling 2014) nicht zur Verfügung. Vergleiche mit der Wasserqualität aus umliegenden Grundwassermessstellen (Bohrungen, Quellen) ergeben keinen systematischen Zusammenhang zwischen Biotopen mit visueller Beeinträchtigung und hohen Gehalten an Schadstoffen an letztgenannten Grundwassermessstellen.

8.2 Oberflächenwasserabhängige terrestrische Ökosysteme

8.2.1 Angewandte Methodik

Im Jahre 2014 wurde eine Studie zur Identifizierung der oberflächenwasserabhängigen terrestrischen Ökosysteme in Luxemburg (OWAÖ) durchgeführt¹⁸⁸. Die Identifizierung dieser Ökosystemen beschränkte sich dabei in erster Linie auf die Natura 2000 Gebiete. Laut den großherzoglichen Verordnungen von 2009¹⁸⁹ und 2013¹⁹⁰ gibt es in Luxemburg 48 Habitatschutzzonen und 12 Vogelschutzzonen. Zusätzlich wurden noch 6 *Important Bird Areas* (IBAs), welche zukünftige Vogelschutzgebiete darstellen, berücksichtigt und zu den Natura 2000 Gebieten gefasst.

Als Datengrundlage für die Identifizierung der oberflächenwasserabhängigen terrestrischen Ökosysteme dienen:

- das Biotopkataster bestimmter, innerhalb Luxemburgs geschützter Biotope. Diese Biotope umfassen sowohl die nach der FFH-Richtlinie¹⁹¹ geschützten Biotope, als auch eine Reihe nur auf nationaler Ebene geschützter Biotope (gemäß Artikel 17 des geänderten Naturschutzgesetzes¹⁹²). Die Kartierung beschränkt sich allerdings auf das „Offenland“ außerhalb des Bauperimeters, das heißt innerhalb der Wälder wurde nicht kartiert. Die Kartierung ermittelte ebenfalls vorliegende Beeinträchtigungen, wobei es sich bei der Ermittlung der Beeinträchtigungen um solche handelt, welche visuell durch Geländebegehungen festgestellt wurden. Chemische Wasseranalysen wurden beispielsweise nicht vollzogen.
- die phytosoziologische Waldkartierung. Diese diente als Basis zur Abgrenzung oberflächenwasserabhängiger Waldökosysteme. Allerdings liegt hier keine Ermittlung von Beeinträchtigungen vor. Die Kartierung zeigt lediglich, wo sich welche Waldtypen befinden.
- die Pflegepläne der Natura 2000 Gebiete. Im Falle, dass für ein Natura 2000 Gebiet ein Pflegeplan vorlag, wurde dieser verwendet um zusätzliche, von Oberflächenwasser abhängige Lebensräume, zu ermitteln bzw. um bei den entsprechenden Waldökosystemen Informationen über deren Zustand zu erlangen. Die Anzahl der bestehenden Pflegepläne ist allerdings sehr gering.

8.2.1.1 Abgrenzung von oberflächenwasserabhängigen Ökosystemen

In einem ersten Arbeitsschritt galt es zu definieren, welche Biotope vom Oberflächenwasser abhängig sind. Zurückgegriffen wurde hierbei auf das Biotopkataster und die Waldkartierung und der im Rahmen dieser Kartierungen ermittelten Lebensräume.

Weitere Lebensräume wie der FFH-Lebensraum 3260: *Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculion fluitantis und des Callitriche-Batrachion* waren nicht Teil dieser Kartierungen und dieser ist bis dato auch nicht in anderen Kartierungen oder Pflegeplänen ermittelt worden. Dabei handelt es sich neben dem FFH Biotoptypen 6430: *Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe* um den einzigen, eindeutig an Oberflächenwasser gebundenen Biotoptypen der FFH-Richtlinie in Luxemburg.

¹⁸⁸ Oberflächenwasserabhängige terrestrische Ökosysteme in Luxemburg, Endbericht, Bureau d'Etudes et de Services Techniques (Best), 2014

¹⁸⁹ Règlement grand-ducal du 6 novembre 2009 portant désignation des zones spéciales de conservation

¹⁹⁰ Règlement grand-ducal du 30 novembre 2012 portant désignation des zones de protection spéciale

¹⁹¹ Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen

¹⁹² Loi modifiée du 19 janvier 2004 concernant la protection de la nature et des ressources naturelles

Tabelle 8-2: Liste der oberflächenwasserabhängigen Biotoptypen in Luxemburg

Biotop Code	Biotope	Bemerkung
BK04	Großseggenriede	Können vom Grund- oder Oberflächenwasser beeinflusst werden
BK06	Röhrichte (Phragmition, Phalaridion, Sparganio-Glycerion)	Vorwiegend von Oberflächenwasser abhängig
BK08	Stillgewässer	Können vom Grund- oder Oberflächenwasser beeinflusst werden
BK10	Sumpfdotterblumenwiesen	Können vom Grund- oder Oberflächenwasser beeinflusst werden
BK11	Feuchtbrachen, Quellsümpfe, Niedermoore, Kleinseggenriede	Feuchtbrachen sind meist durch Oberflächenwasser entstanden, während Kleinseggenriede sowohl durch Oberflächen-, als auch durch Grundwasser beeinflusst werden können. Niedermoore sind stets grundwasserabhängig
3130	Oligo-mesotrophe Gewässer mit Vegetation vom Typ Littorelletea uniflorae und/oder Isoëto-Nanojuncetea	Können vom Grund- oder Oberflächenwasser beeinflusst werden
3140	Oligo-mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit Characeen (Characeae)	Können vom Grund- oder Oberflächenwasser beeinflusst werden
3150	Eutrophe Gewässer mit Vegetation vom Typ Magnopotamion oder Hydrocharition	Können vom Grund- oder Oberflächenwasser beeinflusst werden
3260	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculion fluitantis und des Callitriche-Batrachion	
6410	Pfeifengraswiesen	Können vom Grund- oder Oberflächenwasser beeinflusst werden
6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	Nur die Hochstaudenfluren entlang von Fließgewässern wurden berücksichtigt, nicht jene entlang von Wäldern
91E0*	* Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	Können vom Grund- oder Oberflächenwasser beeinflusst werden

Die Analyse der aufgelisteten Biotoptypen wurde auf die Natura 2000 Gebiete eingeschränkt. Anschließend wurde für jeden dieser Biotoptypen, welcher sowohl durch Oberflächen- als auch durch Grundwasser geprägt werden kann, einzeln überprüft, welche Beeinflussung vorliegt.

Biotope in Fluss- oder Bachnähe sind zumeist durch Oberflächenwasser beeinflusst. Lediglich bei den Stillgewässern kann auch ein hoher Grundwasserspiegel angenommen werden. Stillgewässer in Bach- oder Flussnähe können daher nicht eindeutig dem Oberflächen- oder Grundwasser zugeteilt werden, da sie zu beiden Wassertypen gehören können. In manchen Fällen liegt sicherlich eine Mischung beider Wassertypen für den jeweiligen Lebensraum vor. Es ist mitunter ein Faktor der nicht mit absoluter Sicherheit bei jedem Biotop ermittelt werden konnte. Geländeuntersuchungen an

verschiedenen Stichproben könnten hier zusätzlichen Aufschluss erbringen.

8.2.1.2 Ermittlung der oberflächenwasserabhängigen Natura 2000 Gebiete

Anhand der oberflächenwasserabhängigen Biotope konnte anschließend untersucht werden, welchen Natura 2000 Gebieten eine besondere Stellung bezüglich dieser Lebensräume zuteil kommt.

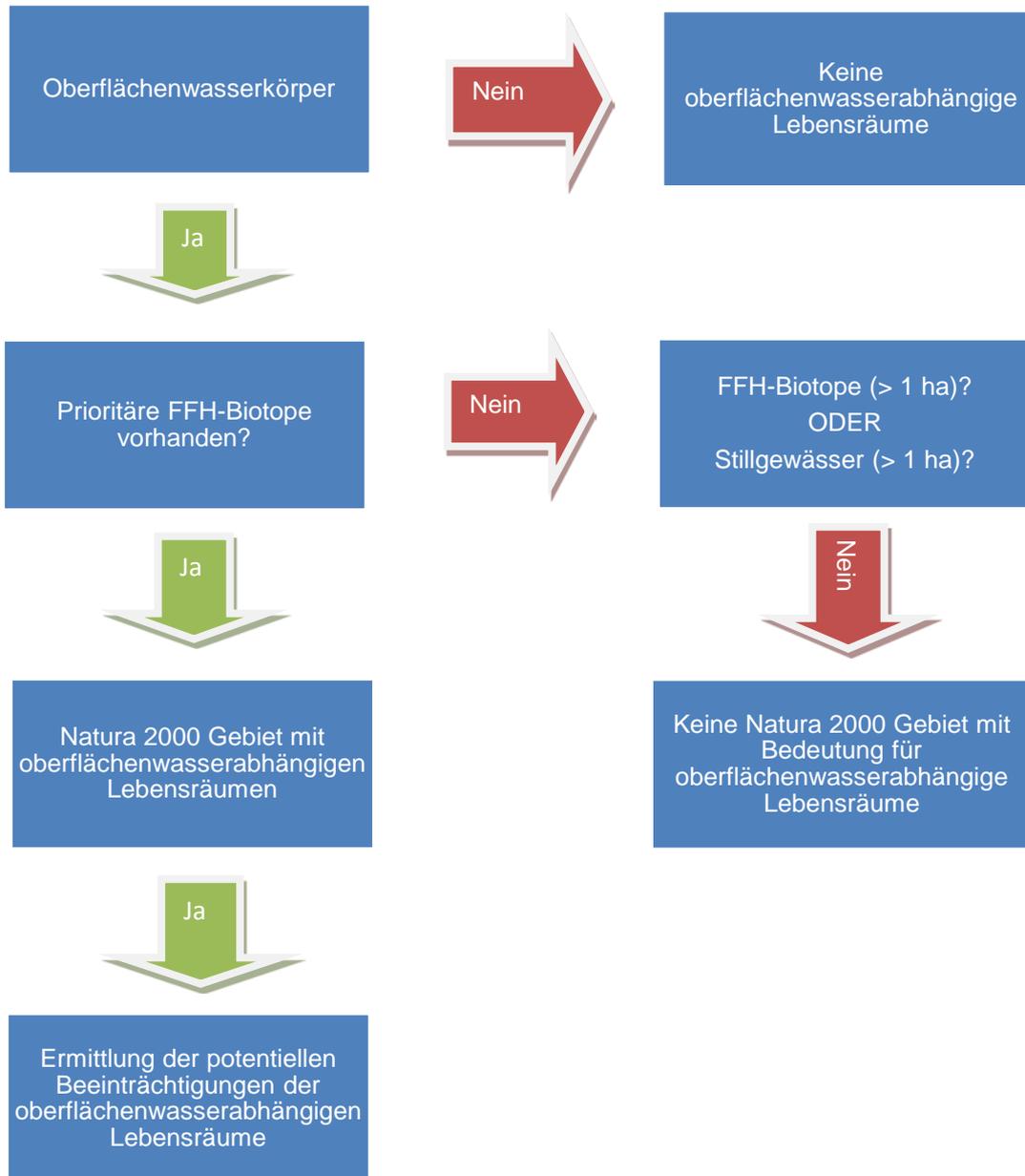


Abbildung 8-2: Ermittlung der Stellung von Natura 2000 Gebieten in Bezug zu oberflächenwasserabhängigen Ökosystemen (OWAÖ)

Eine erste Bedingung die zutreffen muss ist, dass ein Oberflächenwasserkörper durch die Natura 2000-Zone läuft. Ist dies nicht der Fall, kann die Zone nicht zurückbehalten werden. Anschließend wurde ermittelt ob prioritäre Habitate vorliegen, da diesen nach der FFH-Richtlinie aufgrund ihrer natürlichen Ausdehnung im Verhältnis zum Schutzgebiet eine besondere Verantwortung zukommt.

In Luxemburg gib es nur 3 prioritäre Lebensräume, wovon lediglich folgender auch durch Oberflächenwasser beeinflusst sein kann:

- 91E0* Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*

Die beiden folgenden werden nur durch Grundwasser beeinflusst:

- 7220* Kalkuffquellen (Cratoneurion)
- 91D1* Birken-Moorwald

Unter den drei genannten Biotopen sind die Auenwälder das häufigste Biotop und das einzige, welches auch durch Oberflächenwasser beeinflusst sein kann. Für die Auenwälder musste daher für jeden Einzelfall überprüft werden, welche Wasserbeeinflussung vorliegt.

Sind keine prioritären Lebensräume in einem europäischen Schutzgebiet vorhanden, so wurde untersucht, ob die weiteren Biotope der FFH-Richtlinie, bzw. die Stillgewässer, mehr als 1 ha einnehmen. Konnte dieses Kriterium nicht erfüllt werden, schied das Natura 2000-Gebiet aus.

Sind diese Kriterien erfüllt, handelt es sich um ein Natura 2000 Gebiet mit OWAÖ und somit konnte eine Untersuchung auf mögliche oder vorliegende Beeinträchtigungen dieser Lebensräume erfolgen. Die Ermittlung der Beeinträchtigungen erfolgte für jedes Natura 2000 Gebiet anhand verfügbarer Daten.

8.2.2 Ergebnisse

8.2.2.1 Natura 2000 Gebiete mit oberflächenwasserabhängigen Ökosystemen

Nach Anwendung des in Abbildung 8-2 dargestellten Schemas, konnten von den 66 Natura 2000 Gebieten 16 zurückbehalten werden, die die erforderlichen Kriterien erfüllen (siehe Karte 8.2 im Anhang 1). Die folgende Tabelle enthält die 16 Natura 2000 Gebiete mit den jeweiligen dort vorhandenen Einzugsgebieten der Oberflächenwasserkörpern.

Tabelle 8-3: Übersicht der Natura 2000 Gebiete mit einer hohen Bedeutung für OWAÖ und den dort vorhandenen Oberflächenwasserkörper (Einzugsgebiete der OWK)

	Code Natura 2000 Gebiet	Name des Natura 2000 Gebietes	Code OWK	Name des OWK
1	LU0001002	Vallée de l'Our de Ouren à Wallendorf Pont	III-1.2.1.a	Blees
			III-1.2.1.b	Blees
			III-1.2.3	Stool
			III-1.4	Schlänner
			V-1.1	Our
			V-1.2	Our
			V-2.1	Our
2	LU0001005	Vallée supérieure de la Wiltz	IV-2.1	Wiltz
			IV-2.3	Wemperbaach
3	LU0001017	Vallée de la Sûre inférieure	II-1.b	Sauer
			II-2.2	Girsterbaach
4	LU0001018	Vallée de la Mamer et de l'Eisch	VI-1.1.b	Alzette
			VI-2.1	Alzette

	Code Natura 2000 Gebiet	Name des Natura 2000 Gebietes	Code OWK	Name des OWK
			VI-3	Alzette
			VI-10.1.a	Eisch
			VI-10.1.b	Eisch
			VI-11	Mamer
			VI-12.2	Kielbaach
5	LU0001020	Pelouses calcaires de la région de Junglinster	I-3.1	Syr
			I-3.2	Biwerbaach
			I-3.4	Roudemerbaach
			II-4	Ernz noire
			II-5	Ernz blanche
6	LU0001021	Vallée de la Syre de Manternach à Fielsmillen	I-1	Mosel
			I-2.1	Syr
			I-2.2	Schlammbaach
			I-2.3	Wuelbertsbaach
7	LU0001022	Grunewald	I-3.1	Syr
			II-4	Ernz noire
			II-5	Ernz blanche
			VI-2.1	Alzette
			VI-3	Alzette
8	LU0001026	Bertrange - Greivelsershaaff / Bouferterhaaff	VI-11	Mamer
			VI-13.1.1.a	Péitruess
			VI-13.1.2	Grouf
			VI-13.2	Zéissengerbaach
9	LU0002003	Vallée supérieure de l'Our et affluents de Lieler à Dasbourg	V-2.1	Our
10	LU0002004	Vallée supérieure de la Sûre et affluents de la frontière belge à Esch-sur-Sûre	III-2.1.2	Schliirbech
			III-2.2.1	Sauer
			III-2.2.2	Dirbech
			III-2.2.3	Ningsersbaach
			III-2.2.4	Béiwenerbaach
			III-3.a	Sauer
			III-3.b	Sauer
			III-4	Syrbaach
			VI-8.3.b	Koulbich
11	LU0002005	Vallée de l'Ernz Blanche de Bourglinster à Fischbach	II-5	Ernz blanche
12	LU0002006	Vallée de la Syre de Moutfort à Roodt/Syre	I-3.1	Syr
13	IBA	Vallée de l'Attert	VI-6	Attert
			VI-6.2	Viichtbaach
			VI-6.3	Aeschbech
			VI-6.4	Schwebech
			VI-7.1.b	Roudbaach
			VI-8.1.a	Attert
			VI-8.2	Fräsbech

	Code Natura 2000 Gebiet	Name des Natura 2000 Gebietes	Code OWK	Name des OWK
			VI-8.3.a	Koulbich
			VI-9.a	Pall
			VI-9.b	Näerdenerbaach
14	IBA	Région Kiischpelt	III-1.4	Schlénner
			III-2.1.2	Schlrbech
			IV-1.1.a	Wiltz
			IV-1.1.b	Wiltz
			IV-2.2.1.b	Himmelbaach
			IV-2.2.2.a	Kirel
			IV-2.2.2.b	Kirel
			IV-2.2.3	Tettelbaach
			IV-3.1.b	Cerve (Woltz)
				Pëntsch / Lamichtsbaach
			IV-3.2.a	Pëntsch
			IV-3.2.b	Pëntsch
			IV-3.3	Irbich
15	IBA	Région du Lias moyen	VI-4.1.3.a	Mess
			VI-4.1.3.b	Pisbaach
			VI-10.1.a	Eisch
			VI-11	Mamer
			VI-12.3	Faulbaach
			VI-13.1.1.a	Péitruss
			VI-13.1.2	Grouf
			VII-1.2	Mierbaach
16	IBA	Région de Mompach, Manternach, Bech et Osweiler	I-2.1	Syr
			I-2.2	Schlammbaach
			I-2.3	Wuelbertsbaach
			II-1.b	Sauer
			II-2.2	Girsterbaach
			II-2.3	Aleferbaach

Alle zurückbehaltenen Gebiete weisen den prioritären Lebensraum 91E0* (Auenwald) auf. Kein Gebiet, welches diesen Lebensraum nicht enthielt, wies mehr als 1 ha der anderen FFH-Biotope auf, sodass keine dieser Natura 2000 Gebiete zurückbehalten wurde.

Die Schutzzone mit dem flächenmäßig höchsten Anteil an prioritären Lebensräumen ist die Zone LU0001018 *Vallée de la Mamer et de l'Eisch*. Der Auenwald 91E0* nimmt hier fast 50 ha ein, dies entspricht aber lediglich 0,71 % der Fläche dieser Schutzzone. Das Natura 2000 Gebiet mit dem zweithöchsten Wert ist die Habitatschutzzone LU0001021 *Vallée de la Syre de Manternach à Fielsmillen* mit ca. 16 ha Auenwald. Dieser macht etwas mehr als 8% der Fläche des Natura 2000 Gebietes aus. Dies entspricht dem höchsten prozentualen Anteil dieses prioritären Lebensraumes an den untersuchten Natura 2000 Gebieten. Die FFH-Lebensräume nehmen die höchste Fläche in der Habitatschutzzone LU0001002 *Vallée de l'Our de Ouren à Wallendorf-Pont* mit etwas mehr als 20 ha ein. Dies entspricht 0,36 % der Fläche der Zone. Es ist auch prozentual der höchste Anteil der ermittelt werden konnte.

8.2.2.2 Beeinträchtigungen der oberflächenwasserabhängigen Ökosysteme

Da nur das Biotopkataster für alle Gebiete Daten zu den Beeinträchtigungen liefert, diente dieses als Grundlage für die Ermittlung der Beeinträchtigungen der OWAÖ. Die visuell ermittelten Beeinträchtigungen fallen sehr unterschiedlich aus und reichen von diversen Ablagerungen über Aufforstung, Herbizidschäden, Neophyten, Nutzungsintensivierung bis hin zu Wildschäden.

In der Abbildung 8-3 sind alle Beeinträchtigungen die für die oberflächenwasserabhängigen Ökosysteme in den zurückbehaltenen Natura 2000 Gebieten verzeichnet wurden, dargestellt.

Anhand dieser Abbildung ist zuerkennen, dass es eine hervorstechende Beeinträchtigung unter den 17 dargestellten Beeinträchtigungen gibt, welche einen Bezug zu Oberflächenwasser aufweist. Es handelt sich dabei um die Beeinträchtigung „Nährstoffeintrag/Aufdüngung, rezent“ mit fast 36% der verzeichneten Beeinträchtigungen. Die Beeinträchtigung Nährstoffeintrag/Aufdüngung –„rezent“ ist sicherlich auf die immer fortschreitende landwirtschaftliche Intensivierung zurückzuführen. Bei den kartierten Biotoptypen handelt es sich um Lebensräume, welche ausschließlich im Grünland vorzufinden sind. Diese Lebensräume sind jedoch an eine extensive Landwirtschaft gebunden, so dass eine Nährstoffzufuhr mit der Zeit zu ihrer Deterioration und Zerstörung führt. Lediglich der FFH-Lebensraum 6430 ist an Ufer von Gewässern gebunden. Diese grenzen aber oft an landwirtschaftliche Nutzflächen, so dass sie auch durch Düngereinsatz auf diesen Flächen beeinflusst werden können. Da es sich hierbei um oberflächenwasserabhängige Habitate handelt, ist diese Nährstoffzufuhr entweder direkt auf das Oberflächenwasser zurückzuführen bzw. durch diffuse oder direkte Einträge von Nährstoffen in direkter Nachbarschaft zum Lebensraum.

Die zweithäufigste Beeinträchtigung mit fast 12% ist die „Mechanische Zerstörungen“. Sie ist im Wesentlichen auf Trittschäden zurückzuführen, da viele Biotope innerhalb von Weiden liegen. Hierdurch kann es zu punktuellen Bodenverdichtungen kommen, die die Struktur des Lebensraumes beeinflusst. Durch Viehtritt gelangen aber auch Viehexkrementen in das Biotop, sodass es wiederum zu einer punktuellen Nährstoffzufuhr kommt.

Die dritthäufigste Beeinträchtigung ist die der Drainage/Trockenlegung mit einem Anteil von ca. 9%. Die Trockenlegung von Feuchtbiotopen hat in den letzten Jahrzehnten zu einem drastischen Rückgang dieser Lebensräume geführt. Diese Maßnahme führt in der Regel zu einer kompletten Zerstörung der Lebensräume. Eine Wiedervernässung mit erfolgreicher Einstellung der typischen Vegetation ist nur dann möglich, wenn entsprechende Pflanzenarten noch in nächster Nähe vorhanden sind. Dies geht meist mit einem hohen technischen und finanziellen Aufwand einher.

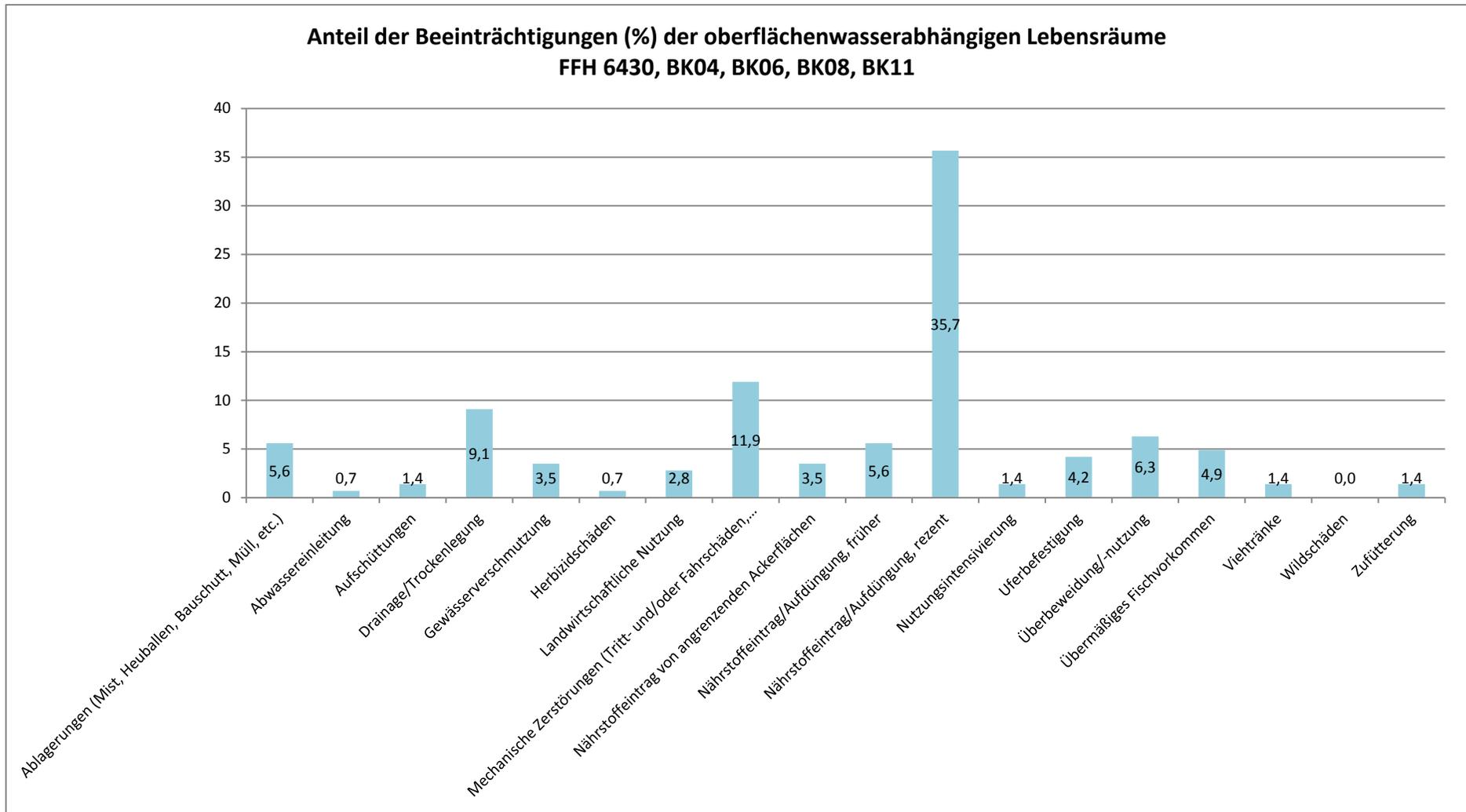


Abbildung 8-3: Darstellung der Beeinträchtigungen mit Bezug zum Oberflächenwasser für die Natura 2000 Gebiete mit OWAÖ (Quelle: MDDI 2007-2012, verändert)

9. Anhänge

- Anhang 1: Karten
- Anhang 2: Steckbriefe der Fließgewässertypen Luxemburgs
- Anhang 3: Steckbrief des Fließgewässertyp 9.2 „Große Flüsse des Mittelgebirges“
- Anhang 4: Übersicht der neuen und alten Oberflächenwasserkörper
- Anhang 5: Signifikante Belastungen der Oberflächenwasserkörper
- Anhang 6: Übersicht der Zustandsbewertung und Einschätzung der Zielerreichung
- Anhang 7: Schema Risikoanalyse
- Anhang 8: Überblick der Natura 2000 Gebiete, die Schutzziele aufweisen, welche wasserabhängige Habitate oder Arten betreffen die nach der FFH-Richtlinie oder der Vogelschutz-Richtlinie geschützt sind
- Anhang 9: Oberflächenwasserkörper und FFH-Gebiete
- Anhang 10: Oberflächenwasserkörper und Vogelschutzgebiete