



lebensministerium.at

EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG

Österreichischer Bericht der
IST - Bestandsaufnahme

Methodik



EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG Österreichischer Bericht über die IST – Bestandsaufnahme

Informationen, die gem. Artikel 5, 6, 7, 9 und den Anhängen II, III und IV der EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG erforderlich sind

Medieninhaber und Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft
A – 1012 WIEN

Beiträge: BMLFUW, Abteilungen VII 1 und VII 2

Layout: DI Harald Marent, Karin Wiesbauer – beide BMLFUW, Abt. VII 2

Druck: BMLFUW, Stubenring 1, A-1012 Wien

ZI.: BMLFUW–UW.3.2.5/0008-VII/2/2005

Herausgabe: März 2005

Der vorliegende Bericht samt den dazugehörigen Karten und Teilbänden, sowie weiteren Hintergrundinformationen, wurde auf der Homepage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium) www.lebensministerium.at unter dem Bereich Wasser veröffentlicht.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung.....	1
2.	Oberflächengewässer.....	1
2.1.	Typisierung von Oberflächenwasserkörpern, Referenz- und Interkalibrierungsstellen sowie Einteilung der Wasserkörper.....	5
2.1.1.	Typisierung der Fließgewässer Österreichs.....	6
2.1.2.	Typisierung der stehenden Gewässer Österreichs.....	11
2.1.3.	Referenzstellen.....	13
2.1.4.	Interkalibrierungsstellen.....	15
2.1.5.	Einteilung der Wasserkörper.....	16
2.2.	Stoffliche Belastungen der Oberflächengewässer.....	21
2.2.1.	Inventar punktueller Belastungen.....	21
2.2.2.	Inventar diffuser Belastungen.....	23
2.2.2.1.	Auswertung Landnutzung.....	24
2.2.3.	Methodische Probleme:.....	28
2.2.3.1.	Stickstoffbilanz Landwirtschaft nach der OECD Methode.....	28
2.2.3.2.	Abschätzung der Nährstoffeinträge anhand von Immissionsdaten.....	29
2.2.3.3.	Pflanzenschutzmittel.....	30
2.2.3.4.	Sonstige diffuse Belastungen.....	30
2.3.	Hydromorphologische Belastungen der Oberflächengewässer.....	31
2.3.1.	Beschreibung von hydromorphologischen Belastungen.....	31
2.3.2.	Kriterien für die Signifikanzbewertung von hydromorphologischen Belastungen.....	32
2.3.3.	Datengrundlagen und –wertung.....	37
2.3.4.	Kartendarstellung.....	45
2.3.5.	Sonstige anthropogene Belastungen.....	48
2.4.	Abschätzung der Auswirkungen von signifikanten Belastungen auf Oberflächengewässer.....	48
2.4.1.	Voraussetzungen für die Auswirkungsanalyse (chemische Schadstoffe, allgemein chemisch-physikalische Komponenten und biologische Gewässergüte)....	50
2.4.2.	Messstellennetz an Oberflächengewässern.....	51
2.4.3.	Auswirkung der Belastungen durch chemische Schadstoffe auf Oberflächengewässer.....	52

2.4.4.	Auswirkung der Belastung auf die Immissionssituation der Oberflächen- gewässer hinsichtlich der allgemein „chemischen und physikalischen Komponenten sowie der biologischen Gewässergüte“.....	58
2.4.4.1.	Saprobiologische Gewässergüte der österreichischen Fließgewässer.....	59
2.4.4.2.	Allgemeine chemisch-physikalische Parameter - Bewertung der signifikanten Belastung der WGEV – Fließgewässermessstellen (in Verbindung mit der biologischen Gewässergüte).....	61
2.4.4.3.	Gewässergüte stehender Gewässer.....	64
2.5.	Gefährdungsabschätzung für Oberflächenwasserkörper einschließlich der vorläufigen Ermittlung „künstlicher oder erheblich veränderter Oberflächen- wasserkörper“.....	68
2.5.1.	Chemische Schadstoffe - Risikoabschätzung.....	71
2.5.2.	Allgemein chemische und chemisch-physikalische Komponenten einschließlich der biologischen Gewässergüte (Fließgewässer) – Risikoabschätzung.....	74
2.5.3.	Hydromorphologie - Risikoabschätzung (Fließgewässer).....	75
	a) Wasserentnahmen:.....	76
	b) Schwall:.....	77
	c) Durchgängigkeitshindernisse.....	77
	d) Stau (Rückstaustrücke oberhalb von Querbauwerken).....	77
2.5.4.	Risikoabschätzung - stehende Gewässer.....	79
2.5.4.1.	Schadstoffe - siehe Kapitel 2.5.1.....	79
2.5.4.2.	Allgemeine chemisch – physikalische Komponenten einschließlich der biologischen Gewässergüte.....	79
2.5.4.3.	Hydromorphologie.....	80
2.5.5.	Abschätzung des Gesamtrisikos.....	81
2.5.6.	Vorläufige Ermittlung der „künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper“.....	82
2.5.7.	Risikobewertung der vorläufig ermittelten „künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper“.....	89
3.	Grundwasser.....	91
3.1.	Lage, Grenzen und Eigenschaften der Grundwasserkörper.....	91
3.1.1.	Ziele gemäß EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EU WRRL).....	91
3.1.2.	Methodik.....	91
3.1.2.1.	Lage und Grenzen oberflächennaher Grundwasserkörper.....	91

3.1.2.2.	Lage und Grenzen von „Tiefengrundwasserkörpern“	93
3.1.2.3.	Eigenschaften.....	93
3.1.3.	Charakteristik der über dem Grundwasser liegenden Schichten	94
3.2.	Von Grundwasser direkt abhängige Oberflächengewässer- Ökosysteme und Landökosysteme.....	95
3.3.	Stoffliche Belastungen von Grundwasserkörpern - Methodik	95
3.4.	Belastungen der Grundwasserkörper durch Entnahmen bzw. künstliche Anreicherungen	96
3.4.1.	Allgemeine rechtliche Rahmenbedingungen	96
3.4.2.	Methodik zur Erhebung von Entnahmedaten bzw. der Datengrundlage.....	97
3.4.2.1.	Künstliche Anreicherungen	100
3.5.	Risikobeurteilung Grundwasserkörper	100
3.5.1.	Risikobeurteilung Grundwasserqualität.....	100
3.5.2.	Methodik zur Überprüfung des WGEV - Messnetzes	101
3.5.2.1.	Überprüfung des WGEV - Messnetzes bei Einzelgrundwasserkörpern.....	101
3.5.2.2.	Überprüfung des WGEV Messnetzes bei Gruppen von Grundwasserkörpern	103
3.5.3.	Risikobeurteilung mit GW-Qualitätsdaten – Kriterien und Parameter	105
3.5.4.	Relevante Parameter.....	105
3.5.5.	Auswertekriterium „chemischer Zustand“	106
3.5.6.	Auswertekriterium „Trend“	106
3.5.7.	Risikobeurteilung durch Analogieschlüsse – Modell.....	107
3.5.7.1.	Wahl des Modells, Rahmenbedingungen.....	107
3.5.7.2.	Untersuchte Faktoren und Auswahlverfahren	110
3.5.8.	Beurteilungsmethodik - Feststellung des Risikos	112
3.5.8.1.	Nicht repräsentatives Messnetz	112
3.5.8.2.	Bedingt repräsentatives Messnetz	115
3.5.8.3.	Repräsentatives Messnetz.....	116
3.5.9.	Beurteilung des mengenmäßigen Zustandes von Grundwasserkörpern	117
3.5.9.1.	Allgemeines	117
3.5.9.2.	Verfügbare Grundwasserressource	118
3.5.9.3.	Risikobeurteilung – Einzel(poren)grundwasserkörper	119
3.5.9.4.	Risikobeurteilung – Gruppen von Grundwasserkörpern.....	126

3.5.9.5.	Risikobeurteilung – Einzeltiefengrundwasserkörper und Gruppen von Tiefengrundwasserkörpern	128
3.5.9.6.	Einzeltiefengrundwasserkörper.....	130
3.5.9.7.	Gruppen von Tiefengrundwasserkörpern.....	130
4.	Schutzgebiete.....	131
4.1.	Allgemeines	131
4.2.	Schutzgebiete für die Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch	131
4.3.	Gebiete zum Schutz wirtschaftlich bedeutender aquatischer Arten.....	132
4.4.	Gebiete zum Schutz von Lebensräumen oder Arten.....	132
4.5.	Nährstoffsensible Gebiete.....	134
4.6.	Schutzgebiete von Erholungs- und Badegewässer	134
5.	Literaturhinweise.....	135

1. Einleitung

Das Erfordernis einen eigenen Methodikband zu erstellen, ergibt sich aus folgenden Tatsachen:

- Dokumentation der für die IST Bestandsanalyse verwendeten Methoden.
- Es soll der interessierten (Fach-) Öffentlichkeit ein Überblick über die verwendeten Methoden angeboten werden.
- Da für die Zukunft neue Methoden für die Risikoanalysen zu erwarten sind, muss die historische Entwicklung derselben aufgezeigt werden.
- Die Weiterentwicklung der Methoden kann mit dem Aufzeigen der bisher verwendeten Methoden erleichtert werden.

2. Oberflächengewässer

Gewässer werden vielfältig genutzt, sei es für Trinkwassergewinnung, Energieerzeugung, Bewässerung, gewerbliche und industrielle Zwecke, Personen- und Gütertransport oder Erholung. Diese Nutzungen können Eingriffe darstellen, die das Gewässer als Lebensraum und die darin lebenden aquatische Lebensgemeinschaft beeinträchtigen sowie das Erreichen oder Einhalten der festgelegten Umweltqualitätsziele gefährden.

Grundsätzlich kann man zwischen stofflichen Belastungen aus punktförmigen und diffusen Quellen, hydrologischen Belastungen wie Wasserentnahmen und Schwallereignissen, wasserbaulichen Eingriffen, die zu Veränderungen in der Gewässerstruktur, der Durchgängigkeit und der Vernetzung mit dem Umland führen können, sowie anderen Belastungsquellen unterscheiden.

Artikel 55d WRG 1959 bzw. Annex II (1.4 & 1.5) und Annex III der EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EU WRRL) regelt die Erhebung der bedeutsamen natürlichen, wirtschaftlichen und sozioökonomischen Gegebenheiten, einschließlich der Auswirkungen von signifikanten anthropogenen Belastungen auf Oberflächengewässer. Im Rahmen der 2004 erstmals durchzuführenden IST-Bestandsanalyse müssen bisherige Entwicklungen dargestellt und voraussehbare Veränderungen festgehalten werden. Diese IST-Bestandsanalyse dient als Grundlage für die Bewertung der Auswirkungen auf den Zustand von Oberflächengewässern. Die Ergebnisse fließen in Folge wesentlich in die Entwicklung der Überwachungsprogramme und der Maßnahmenprogramme ein. Abbildung M-2-1 stellt die Elemente der IST-Bestandsanalyse dar.

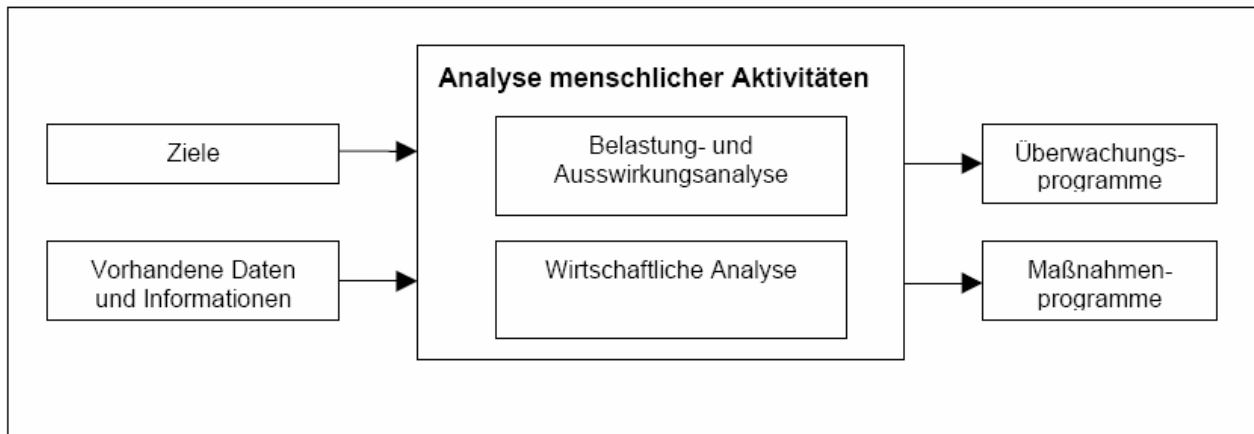


Abbildung M-2-1: Elemente der Bestandsanalyse nach WRG Novelle 2003 bzw. WRRL

Der Erfassung von Belastungen, der Bewertung ihrer Signifikanz und deren Auswirkung auf den Gewässerzustand liegt wesentlich die analytische DPSIR Methodik (umweltrelevante Aktivität - driver, Belastung – pressure, Zustand – state, Auswirkung – impact, Reaktion – response) zu Grunde (Tabelle M-2-1). Eine Belastung wird als „direkter Effekt einer menschlichen umweltrelevanten Aktivität“ beschrieben und kann sich negativ auf den Gewässerzustand auswirken.

Tabelle M-2-1: Begriffsdefinition und Grundprinzip der analytischen DPSIR Methodik

Begriff	Definition
Umwelt-relevante Aktivität	eine menschliche Aktivität, die möglicherweise eine Auswirkung auf die Umwelt hat (z.B. Landwirtschaft, Industrie)
Belastung	der direkte Effekt einer menschlichen umweltrelevanten Aktivität (z.B. ein Effekt, der zu einer Abflussveränderung oder einer Veränderung der Wasserqualität führt)
Zustand	die Beschaffenheit eines Wasserkörpers als Ergebnis sowohl natürlicher als auch menschlicher Faktoren (z.B. physikalische, chemische und biologische Eigenschaften)
Auswirkung	die Auswirkung einer Belastung auf die Umwelt (z.B. Fischsterben, Veränderung des Ökosystems)
Reaktion	die Maßnahmen, die zur Verbesserung des Zustands eines Wasserkörpers ergriffen werden (z.B. Einschränkung der Entnahmen, Begrenzung der Einleitung aus Punktquellen, Umsetzung einer guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft)

Die Ausweisung von Belastungen und Auswirkungen in Gewässern basiert auf einem 4-Komponenten-Schema beginnend mit der Beschreibung umweltrelevanter Aktivitäten und Belastungen bis zur Abschätzung, welche Wasserkörper die Umweltziele nach der WRRL bzw. nunmehr dem WRG nicht erreichen (Abbildung M-2-2). Das nationale Vorgehen im Rahmen der Belastungs- und Auswirkungsanalyse orientiert sich an diesem Schema.

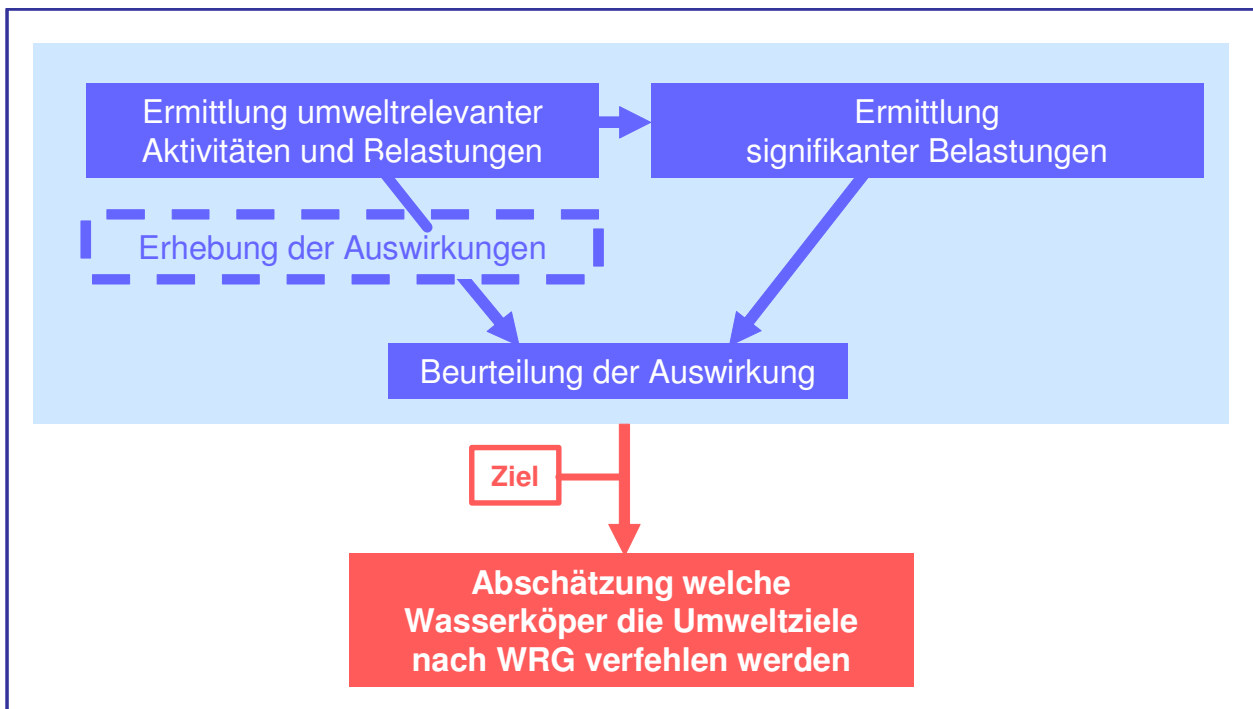


Abbildung M-2-2: Schema der nationalen Belastungs- und Auswirkungsanalyse

Die Definition von Belastungstypen und die nachfolgende Identifizierung der Signifikanz einzelner Belastungen stellen einen wesentlichen Teil der IST-Bestandsanalyse dar. Ist eine Belastung signifikant, kann sie sich negativ auf den Zustand eines Gewässers auswirken und die Einhaltung der Qualitätsziele gefährden. Die Signifikanz einer Belastung wird durch Festlegen von Überschreitungskriterien (Signifikanzkriterien) bestimmt.

Künftig kann aus Ergebnissen des Monitoring nach WRRL der tatsächliche ökologische / chemische Zustand bewertet werden und damit wird auch die Auswirkung einer Belastung im Gewässer direkt festgestellt. Zusätzlich dient das Monitoring auch dazu, die Signifikanzkriterien für die einzelnen Belastungen zu evaluieren und zu schärfen. Tatsächlich bestehen derzeit zahlreiche Datenlücken, sowohl die Monitoringnetzwerke als auch die Bewertungssysteme nach WRRL sind noch in der Entwicklungsphase und damit ist die direkte Bewertung des Gewässerzustandes nicht möglich. Die Festlegung von Signifikanzkriterien erfolgt daher – bei fehlenden Monitoring-

gebissen - vorerst nur durch Abschätzung der Auswirkungen der Belastungen im Gewässer. Die derzeitigen Belastungs- als auch Auswirkungskriterien werden in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben. In Ergänzung zu Abbildung M-2-2 (4-Komponenten der IST-Bestandsanalyse) stellt Abbildung M-2-3 detailliert die drei Stufen der durchgeführten Risikoabschätzung dar.

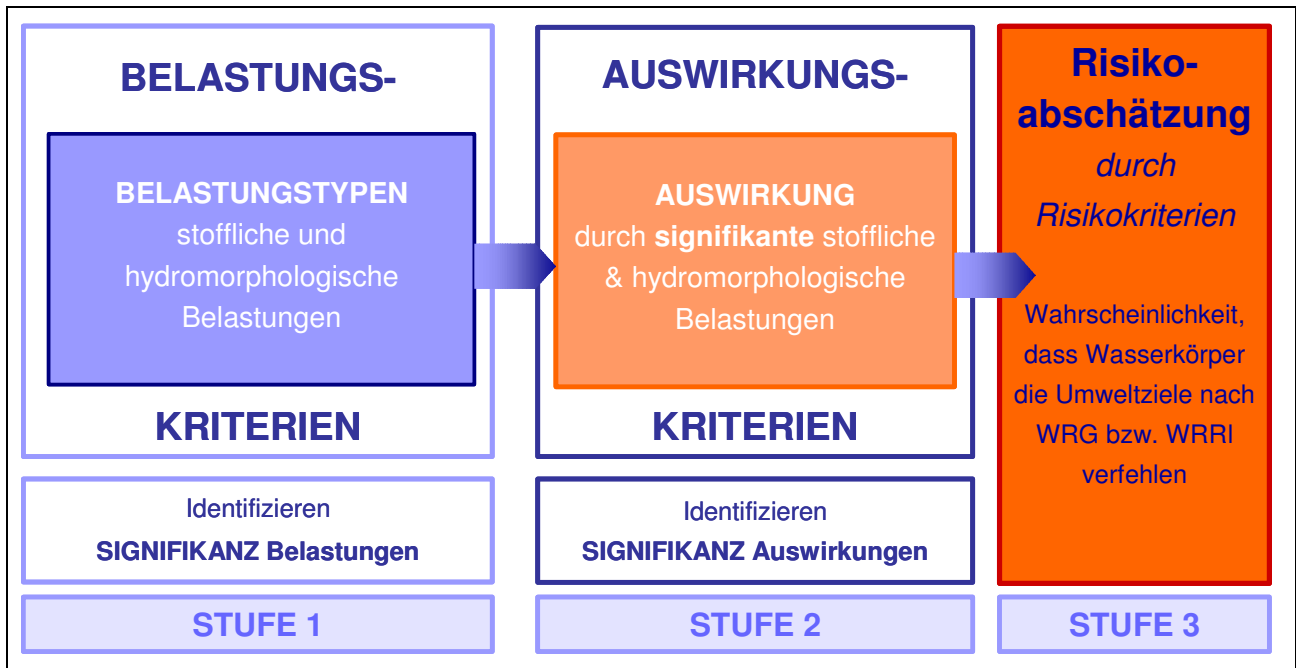


Abbildung M-2-3: Die drei Stufen der Risikoanalyse – von signifikanten Belastungen über die Beurteilung der Signifikanz von Auswirkungen bis zur Risikoabschätzung

In Stufe 1 wurden für stoffliche und hydromorphologische Belastungen Signifikanzkriterien definiert, um abschätzen zu können welche Belastungen sich negativ auf einen Wasserkörper auswirken. Stufe 2 umfasst Kriterien, um abzuschätzen welche Auswirkungen letztendlich signifikant sind. Bei Überschreitung der festgelegten Auswirkungskriterien kann für die betroffenen Wasserkörper davon ausgegangen werden, dass die festgelegten Umweltziele nicht erreicht werden. Diese Abschätzung leitet direkt in Stufe 3 über - die letztendliche Risikoabschätzung - welche jeden Wasserkörper bei vorhergegangenem Überschreiten der Kriterien klar zu einer der drei Risikokategorien (kein Risiko, Risiko nicht einstuftbar oder Risiko) zuordnet. Auf Grund der derzeit bestehenden Datenlücken wurden im Rahmen der Risikoanalyse sowohl Stufe 1 als auch 2 für die Kategorisierung des Risikos herangezogen, um einen maximale Datennutzung zu gewährleisten.

Als Bestandteil der Stufe 1 konnten für Österreich folgende relevante Belastungstypen identifiziert werden:

1. Stoffliche und physikalische Belastungen

⇒ Punktquellen (z.B. Stoffeinträge aus Abwasserreinigungsanlagen):

Punktquellen können den Zustand von Oberflächengewässern durch den Eintrag chemischer Schadstoffe, organischer Substanzen oder von Nährstoffen belasten.

⇒ Diffuse Quellen (z.B. Stoffeinträge aus der Landwirtschaft)

Diffuse Quellen können den Zustand von Oberflächengewässern durch den Eintrag chemischer Schadstoffe, organischer Substanzen oder von Nährstoffen belasten.

2. Hydromorphologische Belastungen

⇒ **Signifikante hydrologische Belastungen (Fließgewässer, stehende Gewässer)**

Belastungen hydrologischer Natur gründen auf der künstlichen Veränderung des Abflussregimes von Oberflächengewässern und beinhalten

- Belastung durch signifikante Wasserentnahmen z.B. mangelhafte Restwasserdotation (Fließgewässer),
- Belastung durch signifikanten Abflussregulierungen (Fließgewässer),
- Belastung durch signifikante Schwallereignisse (Fließgewässer),
- Belastungen durch Stauhaltungen (Fließgewässer), und
- Belastungen durch Wasserspiegelschwankungen (stehende Gewässer).

⇒ **Signifikante morphologische Belastungen (Fließgewässer, stehende Gewässer)**

Belastungen morphologischer Natur entstehen durch anthropogene Eingriffe in die natürliche Struktur von Gewässern (z.B. Stauhaltungen, Uferverbauungen, Begradigungen, etc.).

⇒ **Belastung durch Querbauwerke (Fließgewässer)**

Belastung von Gewässern durch die Unterbrechung der natürlichen Durchgängigkeit – aquatische Organismen werden in ihrem Wanderverhalten gestört und der natürliche Sedimenttransport wird unterbrochen.

Nähere Details zu den Belastungen, deren Signifikanz und Kriterien sind dem Kapitel 2.2 und 2.3 zu entnehmen.

2.1. Typisierung von Oberflächenwasserkörpern, Referenz- und Interkalibrierungsstellen sowie Einteilung der Wasserkörper

Entsprechend den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie basiert die Bewertung des ökologischen Zustandes auf der Abweichung der Gewässerbiozönose vom gewässertypspezifischen Referenzzustand. Bei der Festlegung der ökologischen Qualitätsziele, ist ein schrittweiser Prozess vorge-

sehen: Im ersten Schritt ist eine Gewässertypisierung vorzunehmen, danach sind die jeweiligen gewässertypspezifischen Referenzbedingungen zu beschreiben, ein 5-stufiges Bewertungsschema auszuarbeiten und für die einzelnen biologischen Elemente die jeweiligen Kennwerte für die 5 Klassen des ökologischen Zustands zu definieren. Die jeweils national entwickelten biologischen Bewertungsverfahren sind dann in einem eigenen Verfahren auf europäischer Ebene zu interkalibrieren.

Die Vorgaben zur Gewässertypisierung – basierend auf abiotischen Kriterien – sind im Anhang II der EU WRRL festgelegt. Die Oberflächengewässer sind in die Kategorien Fließgewässer, stehende Gewässer, Übergangsgewässer und Küstengewässer zu unterteilen, anschließend sind alle Gewässern der einzelnen Kategorien einem Gewässertyp zuzuordnen. Dabei kann nach zwei verschiedenen Systemen vorgegangen werden: Gemäß System A sind Fließgewässer und Seen zuerst der Ökoregion nach ILLIES (Anhang XI EU WRRL) zuzuordnen. Für Fließgewässer sind anschließend die Höhenlage, die Einzugsgebietsgröße und die Grobgeologie, für stehende Gewässer die Höhenlage, die Tiefe, Größe und Geologie für die Typenfindung heranzuziehen. System B ist ein erweiterter Ansatz, bei dem zusätzlich zu den im System A festgelegten Parametern auch andere, das Fließgewässer und seine typischen Lebensgemeinschaften prägende Faktoren für die Typenbildung verwendet werden können. Da die ausschließliche Verwendung von System A eine sinnvolle Charakterisierung der sehr heterogenen österreichischen Fließgewässer nicht zulässt, wurde festgelegt, bei der abiotischen Typisierung nach System B vorzugehen.

2.1.1. Typisierung der Fließgewässer Österreichs

Detaillierte Ausführungen zur Vorgangsweise bei der Typisierung sind im Dokument „Typisierung der österreichischen Fließgewässer im Sinne der Vorgaben des Anhangs II der WRRL“ zu finden. Die gewählte Vorgangsweise folgt den Vorgaben des „CIS Horizontal Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters“.

Die Typisierung wurde für alle Fließgewässer Österreichs (also auch für jene mit einem Einzugsgebiet < 10km²) vorgenommen, die kartographische Darstellung erfolgte auf Basis des bundesweiten Gewässernetzes, das alle Gewässer mit einem Einzugsgebiet > 10km² umfasst.

Bei der Typisierung der österreichischen Fließgewässer wurde folgende schrittweise Vorgangsweise angewendet:

1. Erstellung eines Vorschlages für die abiotische Typisierung nach Anhang II der WRRL – System B,

2. Überprüfung, ob sich die rein „abiotischen“ Gewässertypen, in typspezifischen Gewässerbiozönosen (Algen, Makrophyten, MZB, Fische) widerspiegeln, und
3. Endgültige Festlegung der Gewässertypen (inkl. innerer Differenzierung)

Das österreichische Einzugsgebiet liegt im Einflussbereich von 6 Ökoregionen, die sich auf Grund der zoogeographischen und klimatischen Differenzierung Europas ergeben (ILLIES 1978, MOOG, NESEMANN & OFENBÖCK, 2001, SCHMIDT-KLOIBER et.al, 2001). Der größte Teil Österreichs liegt in der Ökoregion „Alpen“ (61%), „Zentrales Mittelgebirge“ und „Ungarische Tiefebene“ besitzen einen Anteil von 19% bzw. 15%, der „Dinarische Westbalkan“ von 5%. Die Ökoregion „Karpaten“ (Anteil <1%) bzw. Einflüsse der Ökoregion „Italien“ im Einzugsgebiet der Drau wurden aufgrund der sehr geringen Relevanz für die Typisierung nicht weiter betrachtet.

Für die abiotische Typisierung aller Fließgewässer Österreichs mit einer Einzugsgebietsfläche von mehr als 10 km² wurden zusätzlich zu den Ökoregionen folgende Parameter herangezogen:

- Geologie,
- Einzugsgebietsfläche (absolut und in Klassen),
- Höhenlage von 75% des Einzugsgebietes (in Klassen),
- Höhenlage der Gewässermündungen (in Klassen),
- Flussordnungszahl nach Strahler (WIMMER & MOOG 1994),
- Fließgewässer-Naturraum (FINK, MOOG, WIMMER, 2000), und
- Abflussregime (MADER, STEIDL & WIMMER 1996) an Gewässern mit Pegelmessstellen

Die Analyse der typologischen Kenngrößen führte zur Ausweisung von 17 Typregionen und 9 Sondertypen („große Flüsse“ - Gewässer mit Einzugsgebietsflächen > 2500 km² und/oder Flussordnungszahl FLOZ \geq 7 und/oder einer Mittelwasserführung 50 m³/s). Diese insgesamt 26 Einheiten werden als „abiotische Fließgewässergrundtypen“ bezeichnet (WIMMER & CHOVANEC 2000).

Im nächsten Schritt wurden nun diese Fließgewässergrundtypen aus biologischer Sicht (Makrozoobenthos, Fische, Algen/Makrophyten) überprüft. Diese biologische Überprüfung führte schließlich zu einer Einteilung in 15 Fließgewässer-Bioregionen (MOOG et. al., 2001), die sich eindeutig durch ihre aquatischen Biozönosen von einander unterscheiden lassen (siehe Abbildung M-2.1.1-1).

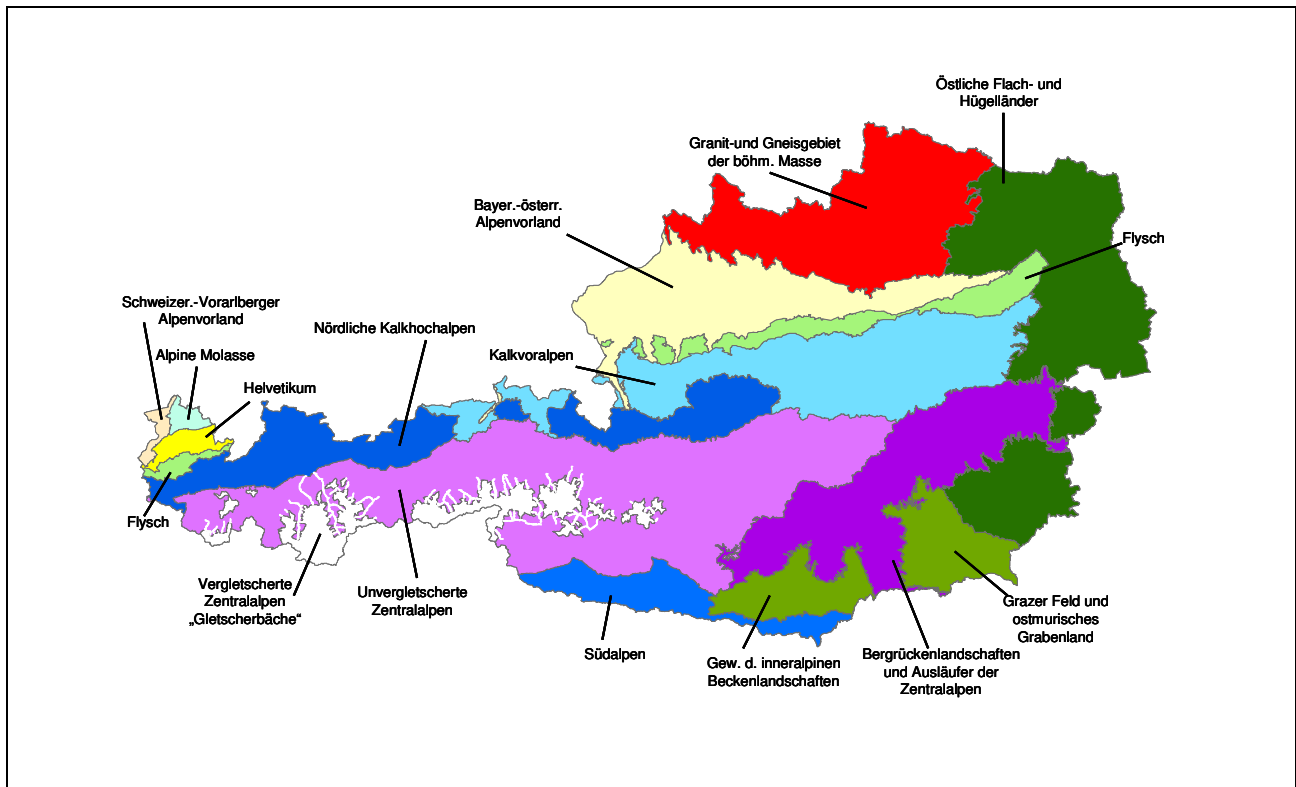


Abbildung M-2.1.1-1: Fließgewässer-Bioregionen in Österreich

Die ursprünglich neun Sondertypen („große Flüsse“) wurden zu den vier Einheiten Donau, March/Thaya, Rhein sowie „Alpenflüsse“ (Drau, Salzach, Inn, Gurk, und Mur) zusammengefasst. Zusätzlich zu den großen Flüssen wurden auch noch die Sondertypen „Seeausrinne“, „Seewinkelbäche“ und „Riedgräben“ definiert.

Im letzten Schritt wurde die Grenzziehung der Bioregionen überarbeitet (detaillierte Anpassung an das bundesweit einheitliche Gewässernetz) und innerhalb der Bioregionen und Sondertypen eine längenzonale Differenzierung nach „Subtypen“ vorgenommen. Diese basiert in erster Linie auf Ergebnissen der Makrozoobenthosanalysen (da diese die höchste Differenzierung erfordern) und wird ausgedrückt durch Zuordnung der saprobiellen Grundzustände (Stubauer & Moog, 2003). Diese wurden durch Kombination von Höhenklassen und Einzugsgebietsgrößenklassen in Zusammenspiel mit biologischen Daten abgeleitet. Der saprobielle Grundzustand ist ein integrativer Parameter, der zusätzlich zur Definition der natürlichen Referenzsituation unbelasteter Gewässer in Bezug auf leicht abbaubare organische Stoffe auch Informationen über den trophischen Referenzzustand, die biozönotische Region (bzw. Fischregion) sowie die sonstigen hydromorphologischen Charakteristika (wie z.B. Substratzusammensetzung, Gefälle, Fließgeschwindigkeit, usw.) beinhaltet. Aus der möglichen Kombination ergeben sich für Gesamtösterreich im Hinblick auf die Subunterteilung der Bioregionen insgesamt 39 Gewässertypen.

Tabelle M-2.1.1-1: Fließgewässertypen (nach Seehöhenklassen, Einzugsgebietsgrößenklassen und saprobiellem Grundzustand)

Seehöhe (m)	Einzugsgebiet (km ²)	Alpen								Mittelgebirge			Ungarische Tiefebene		Dinar. Balkan		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	13a**	14	15
>1600	<10			1,25		1,25	1,00	1,00									
	10-100	1,25	1,25														
	101-1000			1,50													
	1001-10000																
800-1599	<10		1,25		1,25	1,25	1,00	1,00	1,25	1,50			1,25				
	10-100	1,25		1,50	1,25	1,50	1,25	1,25	1,25								
	101-1000		1,50		1,50	1,50	1,50	1,50					1,50				
	1001-10000																
500-799	<10		1,25		1,50	1,25	1,00	1,00	1,25	1,50	1,50	1,50	1,50				1,50
	10-100	1,50	1,50	1,50	1,50*	1,50	1,25	1,25	1,25			1,75	1,75				
	101-1000			1,75	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50	1,75			1,75	1,50	1,50		1,75
	1001-10000	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50				1,75	1,75	1,75		1,75
200-499	<10			1,50	1,50*	1,25		1,25		1,50	1,75	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
	10-100		1,50		1,75	1,75	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	2,00	1,75
	101-1000			1,75	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	2,00		1,75	1,75
	1001-10000																
<200	<10				1,75	1,75							1,50	1,50			
	10-100												1,75	1,75	2,00	1,75	
	101-1000												2,00	2,00			
	1001-10000																

* bei hohem natürlichen organischen Anteil 1,75
 ** Werte für Sommer/Winter gelten wie in 13, Ausnahmen sind angeführt

Die Kartendarstellung der Fließgewässertypen erfolgte durch eine elektronische Verschneidung von Höhenklassen, der Gewässer mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km² gegliedert in Einzugsgebietsklassen und den Bioregionen. Das Ergebnis dieser Verschneidung ist die Zuordnung der Höhenklassen, Einzugsgebietsklassen und Bioregionen zu Gewässerabschnitten. Aus der Kombination dieser drei Parameter wurden die saprobiologischen Grundzustände für die einzelnen Bioregionen errechnet. Die Subtypen nach saprobiellem Grundzustand werden in den Karten in unterschiedlichen Farben dargestellt, die Bioregionen sind als farbiger Hintergrund ersichtlich.

Auch bei den Sondertypen wurde in den meisten Fällen noch nach saprobiellen Grundzuständen unterschieden. Allerdings wurde bei der Donau für die Grenzziehung zwischen den Grundzuständen 1,75 und 2,00 nicht die 200m-Höhenlinie herangezogen, sondern es wurde aufgrund der Geomorphologie und der Besiedlung die Bioregionsgrenze „östliche Flach- und Hügelländer der ungarischen Tiefebene“ zur Typabgrenzung verwendet.

Der österreichische Abschnitt des Alpenrheins weist zwar aufgrund des Makrozoobenthos nur einen saprobiellem Grundzustand (1,75) auf, aufgrund der Ausprägung der Fischzönosen wird jedoch der Mündungsbereich in den Bodensee (ab St. Margarethen/Höchst bis zur Mündung in den Bodensee) als eigener Typ ausgewiesen.

Tabelle M-2.1.1-2: Sondertypen der österreichischen Fließgewässer (inkl. saprobieller Grundzustand)

Große Flüsse		Seehöhe (m)			
		< 200	200-499	500-799	800-1600
Donau*		2,00	1,75		
March und Thaya		2,00	2,00		
„Alpenflüsse“	Mur		1,75	1,75	
	Drau				
	Gurk				
	Salzach				
	Inn				1,50
	Traun				
	Enns				
Rhein**			1,75		

Sonstige Sondertypen	
Seeausrinne sommerwarm	2,00
Seeausrinne sommerkalt	1,75
Alpine Seeausrinne < 1600 m	1,50
Alpine Seeausrinne > 1600 m	1,25
Seewinkelbäche	2,00
Riedgräben	2,00

* die 200m–Grenze wurde durch die Bioregionsgrenze „östliche Flach- und Hügelländer der ungarischen Tiefebene“ ersetzt

** 2 Subtypen: „gewundener, verzweigter Abschnitt“ von Trübbach/Balzers bis St. Margarethen/Höchst, „Mündungsbereich“ ab St. Margarethen/Höchst bis zur Mündung in den Bodensee

Die Ausweisung des Typs „Seeausrinne“ ist aufgrund fehlender Daten zur Abgrenzung der entsprechenden Gewässerabschnitte derzeit noch nicht vollständig abgeschlossen. Derzeit laufen zusätzliche Datenerhebungen, es ist geplant, die Ausweisung dieses Sondertyps bis 2006 abzuschließen.

Künstliche Fließgewässer

Entsprechend der “CIS-Guidance on the identification and designation of heavily modified and artificial water bodies“ sind unter einem künstlichen Oberflächenwasserkörper zusätzliche, anthropogen geschaffene Wasserläufe (z.B. zur Wasserkraftnutzung, Hochwasserabfuhr, Be-/Entwässerung, Schifffahrt, Mühlbäche, Freizeitnutzung, Landschaftsgestaltung) zu verstehen. Gewässer, die durch hydromorphologische Veränderung, Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Oberflächenwasserkörpers entstanden sind, sind nicht der Kategorie “künstlicher Oberflächenwasserkörper“ zuzuordnen und werden vorerst wie natürliche Gewässer bewertet. Flüsse und Abschnitte von Flüssen, die Strukturveränderungen durch anthropogene Eingriffe aufweisen, wie z.B. aufgestaute oder kanalisierte Flüsse gelten gemäß EU Leitdokument nicht als künstliche Gewässer.

Die Ausweisung künstlicher Fließgewässer ist aufgrund fehlender Daten noch nicht vollständig abgeschlossen. In den vorliegenden Karten sind jene künstlichen Fließgewässer dargestellt, die eine Mindestlänge von 5 km aufweisen und beidseitig an ein 100 km² Fließgewässer angebunden sind.

2.1.2. Typisierung der stehenden Gewässer Österreichs

Die Typisierung der stehenden Gewässer Österreichs erfolgte ähnlich wie bei den Fließgewässern als Kombination aus abiotischer Typisierung - gemäß Anhang II System B der EU WRRL - und anschließender biologischer Überprüfung der sich ergebenden Typen. Die Typologie der österreichischen Seen > 0,5 km² stützt sich auf folgende Vorarbeiten:

- Inventar aller natürlichen und künstlichen Seen Österreichs >1 ha, mit Angaben zur Entstehungsgeschichte (See, Teich, Schottergrube etc.), zur Öko- und Bioregion sowie mit Informationen zur Hydromorphologie und zum Einzugsgebiet (WEBER et al. 2002),
- abiotische Typologie der natürlichen Seen Österreichs >0,5 km², z. T. unter Berücksichtigung von biologischen Daten (DOKULIL et al. 2001),
- europaweit vereinheitlichte Typologie von Seen zur Interkalibrierung von Seen (Common Implementation Strategy, WG 2A „ECOSTAT“, 2004),
- Typologie österreichischer Seen >0,5 km² auf Basis des ursprünglichen Fischartenspektrums (Gassner et al. 2003), und
- Makrophyten-Kartierungen in ausgewählten Seen >0,5 km² (Mag. Karin Pall/Systema GmbH, in Druck)

Grundsätzlich beruht die Seetypologie zunächst auf abiotischen Kriterien. Als Parameter wurden dabei insbesondere Ökoregion und Bioregion (inkludiert auch detaillierte geologische Informationen, kalkig/silikatisch) die Seehöhe und die mittlere Tiefe herangezogen. Die anschließende Überprüfung anhand biologischer Daten (trophischer Grundzustand, Makrophyten, Fische) ergab schließlich 11 Seentypen für stehende Gewässer > 0,5 km² (siehe Abbildung M-2.1.2-1). Eine Typisierung der stehende Gewässer < 0,5 km² ist derzeit noch in Bearbeitung.

Ökoregion	Ungarische Tiefebene		Zentrales Mittelgebirge		Dinarischer Westbalkan	
Bioregion	östliche Flach- und Hügelländer		Schweizer.-Vorarlberger Alpenvorland	Bayer.-Österr. Alpenvorland	Inneralpine Becken	
Höhenlage	< 200m		200 - 600 m	200 - 600 m	200 - 600 m	
mittlere Tiefe	< 3m		> 30m	< 15m	>15m	
Makrophyten	1 Zander	1 fischfrei	- Brachse	- Laube	2 Laube	(11) 12 Laube
Fische	meso-eutroph	eutroph	meso-eutroph	oligotroph	oligo-meso/mesotroph	oligo/oligo-mesotroph
Trophischer Grundzustand	A1	A2	A3	B1	B2	C1
	Sondertyp Neusiedler See	Salzlacken	Große Augewässer und Altarme	Sondertyp Bodensee	Große Vorlandseen	Große Kärntner Seen < 600m
Ökoregion	Alpen					
Bioregion	Nördliche Kalkhoch- und Kalkvoralpen	Kalkvoralpen	Unverletscherte Zentralalpen	Nördliche Kalkhochalpen	Südalpen	
Höhenlage	200 - 600 m	600 - 800 m	600 - 800 m	800 - 1800 m	800 - 1800 m	
mittlere Tiefe	> 30m	>15m	> 30m	>15m	>15m	
Makrophyten	3 (4,5) Elritze	5(6) Saibling	9 Laube	6,7,8 Saibling	10 Saibling	
Fische	oligotroph	oligotroph	oligo/oligo-mesotroph	oligotroph	oligotroph	
Trophischer Grundzustand	D1	D2	D3	E1	E2	
	Große tiefe Seen der nördlichen Kalkalpen	Große flache bis mäßig tiefe Seen der Kalkvoralpen	Große Seen der Zentralalpen	Große tiefe Bergseen der Kalkhochalpen	Sondertyp Weißensee	

Abbildung M-2.1.2-1: Typologie der stehenden Gewässer Österreichs > 0,5 km² - Stand Januar 2004 (WOLFRAM, 2004)

Künstliche stehende Gewässer

Entsprechend der "CIS-Guidance on the identification and designation of heavily modified and artificial water bodies" sind unter einem künstlichen Oberflächenwasserkörper anthropogen geschaffene stehende Gewässer (z.B. Trinkwasserspeicher, Löschteiche, Beschneigungsteiche, Teiche zur Fischzucht, Hochwasserrückhaltebecken, Baggerseen, Speicherseen, Teiche zur Landschaftsgestaltung) zu verstehen. Gewässer, die durch hydromorphologische Veränderung, Verlegung oder Vergrößerung eines bestehenden Wasserkörpers entstanden sind, sind nicht der Kategorie "künstlich" zuzuordnen, sondern werden vorerst wie natürliche stehende Gewässer bewertet.

Bei der Typisierung der österreichischen stehenden Gewässer wurden der Großteil der Hochgebirgsspeicher den künstlichen stehenden Gewässern zugeordnet, da es sich hierbei nicht nur um

ein Überstauen eines Sees handelt, sondern das Wasser-/Speichervolumen nur durch Zuleitungen zum Teil aus weiteren Einzugsgebieten erreicht wird.

Speicherseen, in denen das Speichervolumen nur durch einen Aufstau, jedoch ohne zusätzliche Überleitungen erreicht wird, zählen hingegen nicht zu den künstlichen Wasserkörpern und werden – unbeschadet einer allfälligen späteren Bewertung als „erheblich veränderte Gewässer“ bei der Risikobewertung vorerst wie natürliche Gewässer behandelt.

Die künstlichen stehenden Gewässer mit einer Fläche von mehr als 50 ha wurden je nach Errichtungszweck und ursprünglicher Nutzung den Typen „Hochgebirgsspeicher“, „Teiche“ und „Sonstige (Bagger-, Bergbauseen,...)“ zugeordnet (siehe Tabelle M-2.1.2).

Tabelle M-2.1.2-1: Typzuordnung der künstlichen stehenden Gewässer

Künstliche Seen		
K1 Hochgebirgsspeicher	K2 Teiche	K3 Sonstige (Bagger-, Bergbauseen,...)

In der Kartendarstellung wurde jedem künstlichen stehenden Gewässer mit einer Fläche von mehr als 50 ha die entsprechende Typnummer (K1-K3) zugeordnet.

2.1.3. Referenzstellen

Die Bewertung des ökologischen Zustandes basiert auf der Abweichung der Gewässerbiozönose vom gewässertypspezifischen Referenzzustand. Um die Beurteilung des Grades der Abweichung vornehmen zu können, verlangt die WRRL eine Definition von gewässertypspezifischen Referenzbedingungen für den sehr guten Zustand, die möglichst durch existierende Referenzstellen zu belegen sind.

Grundsätzliche Vorgaben zur Definition von Referenzbedingungen wurden im „CIS-Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters“ beschrieben. Die Kriterien für die Auswahl von Referenzstellen bzw. Referenzstrecken wurden in einem Arbeitspapier veröffentlicht, welches von Bund und Bundesländer gemeinsam erarbeitet wurde.

Grundsätzlich wurden als „Zustandskriterien“ die biologischen Bedingungen, die Hydrologie und Morphologie der Gewässer (Fließstrecke, Habitate, Auen und Überschwemmungsflächen) sowie der Stoffhaushalt (physikalisch-chemische Bedingungen) betrachtet. Der Kriterienkatalog beinhaltet Angaben zu folgenden Einflüssen auf die Gewässer:

- Stoffeinträge (atmosphärisch, punktuell, flächenbezogen),
- Veränderungen der Hydrologie:
 - a) Maßnahmen im Einzugsgebiet,
 - b) Maßnahmen im Gewässer,
- Morphologische Veränderungen und Kontinuumsunterbrechungen:
 - a) Maßnahmen im Einzugsgebiet,
 - b) Maßnahmen im Gewässer,
- Verlust der Vernetzung mit dem Umland,
- Landnutzung,
- Materialentnahmen,
- Fischereiwirtschaft (Bewirtschaftung), Biomanipulation.

Bei der Beschreibung der Referenzbedingungen war es in den meisten Fällen möglich, existierende Referenzstellen zu verwenden, bei einigen Gewässertypen wurde auch auf historisches Datenmaterial (insbesondere über die Fischbesiedelung) zurückgegriffen.

Für künstliche Gewässer erfolgte die Beschreibung der Referenzbedingungen vorerst nur im Hinblick auf die stoffliche Belastung, da die hydromorphologischen Bedingungen abhängig vom jeweiligen Errichtungszweck bzw. der ursprünglichen Nutzung sind. Die Beschreibung erfolgte dabei in Anlehnung an die Referenzbedingungen des am ehesten vergleichbaren natürlichen Gewässertyps (z.B. Hochgebirgssee für Hochgebirgsspeicher).

Die Festlegung und Beschreibung des maximalen ökologischen Potentials für erheblich veränderte Gewässer steht in engem Zusammenhang mit der Grenzziehung für den guten Zustand und kann erst im Zuge der endgültigen Ausweisung der „erheblich veränderten Gewässer“ erfolgen.

Anhand der vorgegebenen Kriterien wurden potentielle Referenzstrecken für alle abiotischen Gewässertypen nominiert und 2002 vom BMLFUW per Erlass (Zl. 14.003/3-I 4/02 vom 12. Juli 2002) veröffentlicht. Ausschlaggebend für die Auswahl war insbesondere auch die Verfügbarkeit von Daten für alle biologischen Qualitätselemente. Diese insgesamt 41 Fließgewässerstrecken dienten als Basis für die Auswahl der dargestellten Referenzstrecken und sollen im

zukünftigen Monitoring Bestandteil des Überwachungsmessnetzes zur Beobachtung der langfristigen Veränderung der natürlichen Gegebenheiten sein.

Darüber hinausgehend wurde im Zuge der Entwicklung der WRRL-konformen biologischen Bewertungsmethoden eine große Anzahl (ca. 500) weitere Referenzstellen ausgewählt und beprobt. In die nationale Referenzstellenliste für Seen wurden jene Seen aufgenommen, die im Rahmen der europäischen Interkalibrierung für den sehr guten Zustand nominiert wurden. Die Referenzstellen für Fließgewässer und Seen sind in den Karten mit eigenen Symbolen dargestellt.

2.1.4. Interkalibrierungsstellen

Zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit der biologischen Bewertungsergebnisse wurde in der WRRL ein Interkalibrierungssystem vorgesehen, das von der Europäischen Kommission einzurichten ist. Dieses Interkalibrierungsnetz enthält für jeden definierten Gewässertyp zumindest je zwei Interkalibrierungsstellen, die von den Mitgliedsstaaten für die Grenze zwischen sehr gutem und gutem sowie für die Grenze zwischen gutem und mäßigem ökologischen Zustand nominiert wurden.

Die Interkalibrierung erfolgt in geographischen Gruppen, für jede geographische Region (z.B. für Fließgewässer – Nordic, Central, Alpine, Mediterranean, Eastern Continental) wurde eine Auswahl von Typen und relevanten Belastungen (organische Belastung/Nährstoffe, morphologische Veränderungen, Versauerung) getroffen. Für Österreich sind davon vier Fließgewässer- und 2 Seentypen relevant (Common Implementation Strategy, WG 2A „Ecostat“, 2004).

Da für das europäische Interkalibrierungsnetz voraussichtlich eine Auswahl der nominierten Stellen getroffen wird, wurde versucht, für jeden Interkalibrierungstyp zumindest je 5 Stellen für die Grenze sehr gut/gut sowie gut/mäßig zu nominieren. Für die Auswahl der Interkalibrierungsstellen wurde auf die Liste der „potentiellen Referenzstellen“, das WGEV-Messnetz „neu“ sowie auf die EU-Forschungsprojekte „AQEM“ und „STAR“ zurückgegriffen.

Insgesamt wurden von Österreich in Abstimmung mit den Ämtern der Landesregierungen 34 Interkalibrierungsstellen für Fließgewässer und 15 Interkalibrierungsstellen für Seen nominiert. Die Liste der Seen enthält nur Stellen, die aus nationaler Sicht den Bereich zwischen „sehr gut und gut“ abdecken. Da die Nährstoffproblematik in den insgesamt 43 natürlichen Seen > 0,5km² keine Rolle spielt, konnten auch keine Gewässer für die Grenze „gut/mäßig“ oder schlechter nominiert werden.

Es ist darauf hinzuweisen, dass durch die Nominierung der Interkalibrierungsstellen noch keine endgültige Festlegung der Klassengrenzen erfolgt ist. Diese werden erst als Endergebnis der Interkalibrierung im Jahr 2006 vorliegen.

2.1.5. Einteilung der Wasserkörper

Entsprechend den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Überprüfung der Umweltqualitätsziele an Hand von definierten Gewässerabschnitten, den so genannten Oberflächenwasserkörpern (OWK), durchzuführen. Die Ausweisung von Oberflächenwasserkörpern stellt einen wesentlichen Bestandteil für die strategische Implementierung der EU WRRL dar, ist Basis für weitere Arbeitsschritte und eng mit anderen Umsetzungszielen der Richtlinie verknüpft.

Gemäß §30a Abs.3 Z2 WRG 1959 ist ein Oberflächenwasserkörper als einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers (z.B. ein See, ein Speicherbecken, ein Strom, Fluss oder Kanal, eine Teil eines Stroms, Flusses oder Kanals, ein Übergangsgewässer oder ein Küstengewässerstreifen) definiert.

Der Prozess der Ausweisung von Oberflächenwasserkörpern wurde im „Horizontal Guidance on the Identification of Water Bodies“ beschrieben und wurde im Bund-Bundesländer-Arbeitspapier „Ausweisung von Oberflächenwasserkörpern“ näher erläutert.

Das grundlegende Konzept für die nationale Ausweisung von Oberflächenwasserkörpern besteht aus zwei wesentlichen Komponenten – der Basiseinteilung und der Detaileinteilung (siehe Abbildung M-2.1.5-1).

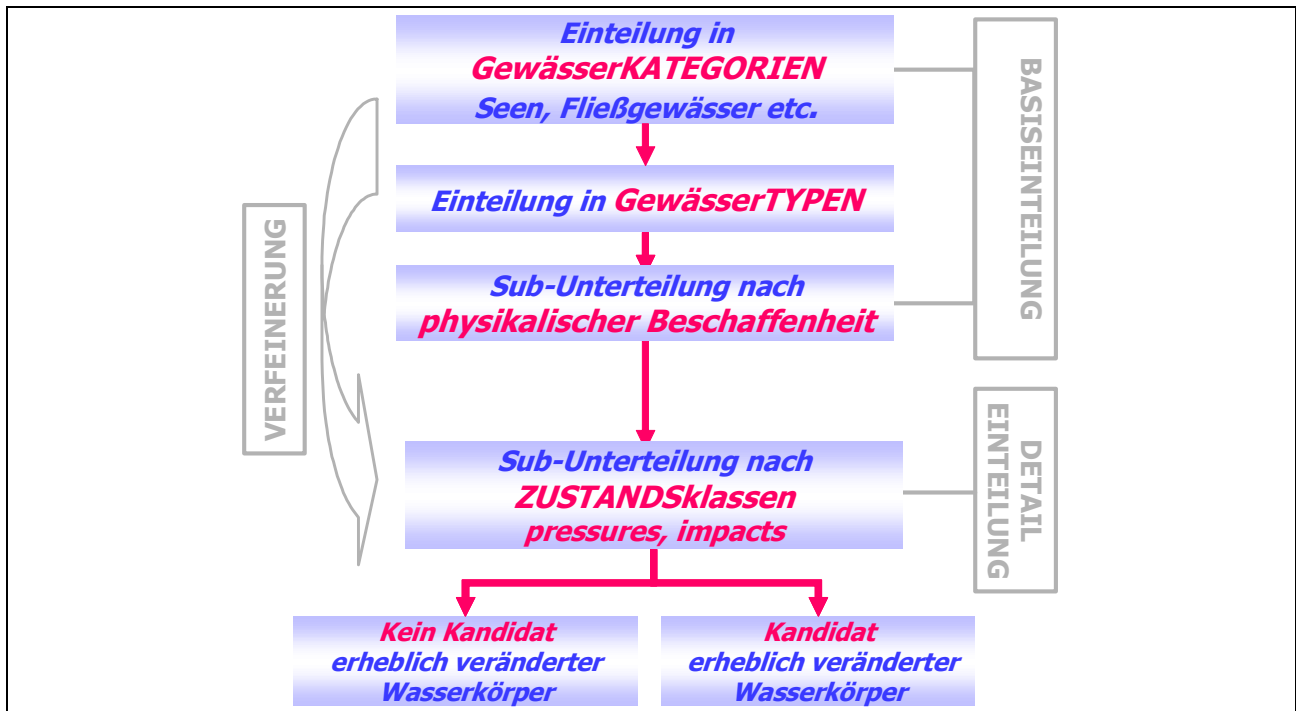


Abbildung M-2.1.5-1: Grundlegendes Konzept (Definitionsprozess) für die Ausweisung von Oberflächenwasserkörper

Basiseinteilung

Die Basiseinteilung beruht auf naturräumlichen Komponenten (z.B. geographische Lage, Hydrologie etc.) und unterteilt Gewässer anhand dieser Merkmale typspezifisch in einzelne Wasserkörper. Da anhand der Wasserkörper die Einhaltung der Umweltziele gem. WRRL zu kontrollieren ist, bedeutet ein Kategorie- bzw. Typwechsel innerhalb eines Gewässersystems automatisch die Grenze zum nächsten Oberflächenwasserkörper.

Die Basiseinteilung beinhaltet folgende Arbeitsschritte mit nachstehenden Grundsätzen:

1. Einteilung nach definierten WRRL Gewässerkategorien (Flüsse, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer).
2. Einteilung nach Gewässertypen (Festlegung longitudinaler Typengrenzen).
3. (Allfällige) Sub-Unterteilung nach physikalischen oder sonstigen Besonderheiten z.B. bei markanten hydrologischen Unterschieden (z.B. Mündung Salzach in den Inn) oder im Grenzverlauf zu Nachbarstaaten (z.B. bei längsgeteilten Strecken wie dem Inn entlang der Staatsgrenze BRD und Österreich).

Die Basiseinteilung stellt eine grundlegende Ausweisung von Oberflächenwasserkörpern dar und wird einmalig durchgeführt. Sie gibt somit die maximale Länge/Ausdehnung eines OWK vor. Die Zahl der OWK, welche aus der Basiseinteilung resultieren, bleibt immer gleich.

Den Ausgangspunkt für die Basiseinteilung der Oberflächenwasserkörper stellt die Karte „Gewässertypologie von Oberflächengewässern“ dar. Folgende grundsätzliche Festlegungen wurden getroffen:

- Die Grenze des Planungsraumes ist immer eine Grenze von Oberflächenwasserkörpern. Kein Oberflächenwasserkörper überschreitet einen Planungsraum.
- Die Grenze der Bioregion ist immer eine Grenze von Oberflächenwasserkörpern. Kein Oberflächenwasserkörper mit Ausnahme des Sondertyps „großer Fluss“ überschreitet eine Bioregionsgrenze. Der Sondertyp „großer Fluss“ ist aus der Klassifikation der Bioregionen ausgenommen und wird als eigener Typ geführt.
- Die Flüsse bzw. Flussabschnitte, die dem Sondertyp „großer Fluss“ zugeordnet sind, sind immer eigene Wasserkörper und werden nicht mit Zubringern, die denselben Grundzustand wie der „große Fluss“ aufweisen, zu einem Wasserkörper zusammengefasst.
- Innerhalb einer Bioregion werden alle Flussabschnitte, die denselben Grundzustand aufweisen und auch ein zusammenhängendes Flusssystem darstellen, zu einem Oberflächenwasserkörper zusammengefasst.
- Bei markanten hydrologischen Unterschieden wird eine Oberflächenwasserkörper-Grenze gezogen; z.B. Mündung Salzach in den Inn.
- Flüsse im Grenzverlauf werden als eigene Oberflächenwasserkörper ausgewiesen (z.B. bei längsgeteilten Strecken wie dem Inn entlang der Staatsgrenze BRD und Österreich: die Grenzen des Oberflächenwasserkörpers sind durch den Beginn und das Ende der gemeinsamen Strecke im Flussverlauf definiert).
- Den Nebenarmen im Gewässernetz – soweit sie nicht einen eigenen Gewässertyp darstellen - wird der Grundzustand des Hauptgewässers zugewiesen (Ausnahme – es mündet in das Nebengewässer ein Fluss mit einem Einzugsgebiet $> 10 \text{ km}^2$, dann bekommt das Nebengewässer bis zur Mündung in das Hauptgewässer den Grundzustand des einmündenden Gewässers; Beispiel Mündung Kamp).
- Jedes der insgesamt 62 stehenden Gewässer Österreichs wird als ein eigener Oberflächenwasserkörper definiert. Die Unterteilung eines Sees in mehrere Wasserkörper wäre nur dann möglich, wenn dieser aus deutlich abgegrenzten Becken besteht, die unterschiedlichen Gewässertypen zuzuordnen sind. Dies trifft auf den grenzüberschreitenden Bodensee (Deutschland, Schweiz, Österreich) zu. Aus diesem Grund wurde dieser in Abstimmung mit der IGKB in Obersee und Untersee unterteilt, wobei Österreich nur Anteil am Obersee besitzt.
- Der Oberflächenwasserkörper des Flusses wird durch einen See nicht unterbrochen, d.h. weder endet der Fließgewässer-Wasserkörper in der Basiseinteilung zu Beginn des Sees

noch beginnt nach dem See ein neuer Oberflächenwasserkörper (Ausnahme: der See beeinflusst den Seeausfluss signifikant). Im Datensatz der Basiseinteilung der Fließgewässer besteht daher durch jeden See eine Verbindungslinie, die zum Schließen des Flussnetzwerkes notwendig ist. Diese Verbindungslinie erhält die Kennziffer des Sees.

- Ein Laufstau bzw. jegliches gestaute Fließgewässer wird als Fließgewässer ausgewiesen.
- Als Mindestlänge der Oberflächenwasserkörper wurde 1 km gewählt. Alle kleineren Oberflächenwasserkörper werden einem größeren Oberflächenwasserkörper zugeordnet. In Anlehnung an die Festlegungen des von Bund und Bundesländer erarbeiteten Arbeitspapiers „Kriterien zur Ausweisung von potentiellen Referenzstrecken für den sehr guten ökologischen Zustand und Eichstrecken für den guten ökologischen Zustand“ wurden auch generelle Richtwerte für die Längen von Wasserkörpern festgelegt. Dabei wird davon ausgegangen, dass im Hinblick auf die Fischzönose in einem Wasserkörper die Erhaltung einer Mindestpopulation gewährleistet sein muss, das bedeutet
 - 1 km bei kleinen Gewässern (Flussordnungszahl FLOZ 1 - 3),
 - 5 km bei mittleren Gewässern (FLOZ 4 - 5), und
 - 10 km bei großen Gewässern (FLOZ > 6).

Die Basiseinteilung der Oberflächenwasserkörper ist in den Ergebniskarten ersichtlich. Zur besseren Unterscheidbarkeit sind die einzelnen Basiswasserkörper in unterschiedlichen Farben dargestellt, die keinerlei Wertung darstellen. Jedem Wasserkörper ist zur eindeutigen Identifizierung ein Zifferncode zugeordnet (WB_ID). Dieser Zifferncode unterliegt aus technischen Gründen keiner fortlaufenden Nummerierung. Zusätzlich enthalten die Karten das Hydrographiemessnetz und den mittleren Jahresabfluss (MQ in m³/s) für Fließgewässer > 100 km².

Detaileinteilung

Aufbauend auf den naturräumlichen Unterteilungsschritten der oben beschriebenen Basiseinteilung, folgt im Rahmen der Analyse der signifikanten Belastungen die Detaileinteilung, die folgende Schritte beinhaltet:

- (1) Sub-Unterteilung nach dem Zustand von Gewässerabschnitten, wobei die Identifizierung von Unterschieden innerhalb eines Basis-Wasserkörpers hinsichtlich der signifikanten Belastungen und der Abschätzung ihrer Auswirkungen im Gewässer eine wesentliche Rolle spielt, und
- (2) Sub-Unterteilung nach Gewässerabschnitten, welche bezüglich ihres Zustandes und der sonstigen Kriterien als „Kandidaten für künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper“ identifiziert werden können.

In den vorliegenden Auswertungen wurde ein Basiswasserkörper dann unterteilt, wenn im Rahmen der Belastungsanalyse (siehe Kapitel 2.2 bis 2.4) eine festgelegte Signifikanzschwelle nur in einem klar abgrenzbaren Teil des Wasserkörpers überschritten wurde (siehe Abbildung M-2.1.5-2). Dieses Vorgehen gilt für alle Qualitätsparameter (Chemie, Gewässergüte, hydrologische und strukturelle Veränderungen, Querbauwerke).

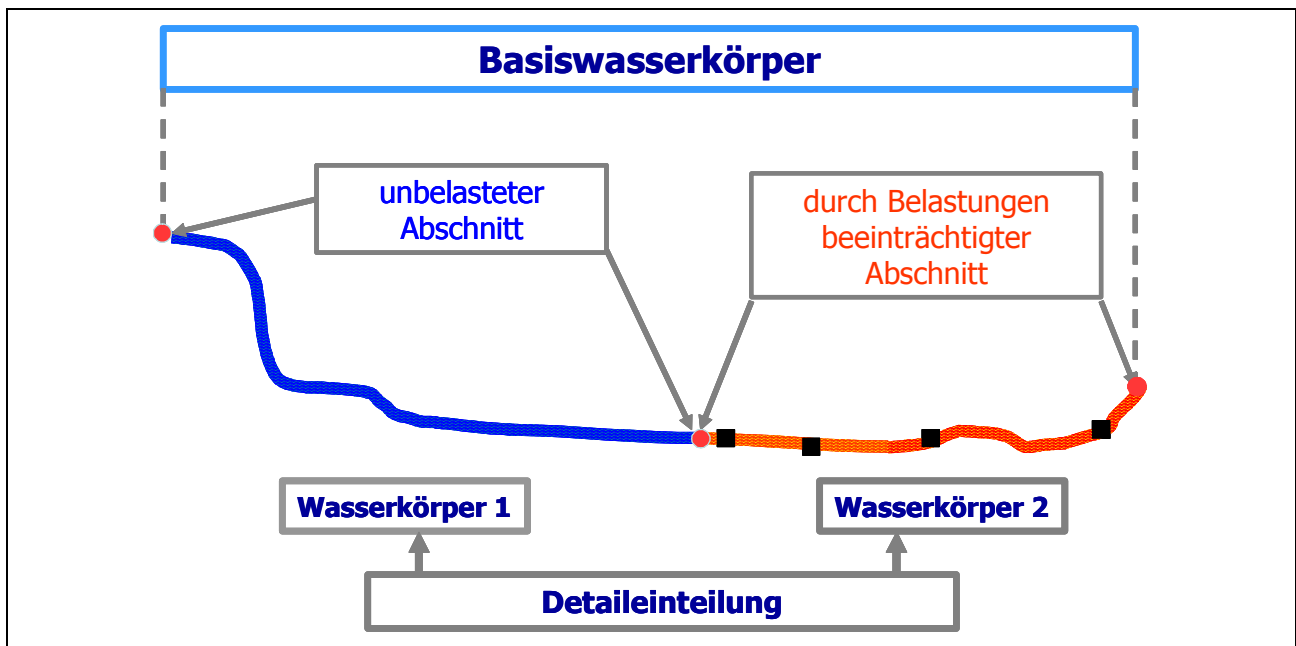


Abbildung M-2.1.5-2: Beispiel für die Detaileinteilung eines Basiswasserkörpers nach dem Zustand von Gewässerabschnitten

Grundsätzlich ist anzumerken, dass die Detaileinteilung der OWK nicht nur einmal durchgeführt wird, sondern als dynamischer Prozess zu sehen ist, der – soweit notwendig – immer wieder an die Ergebnisse der aktuellen Risikoanalysen und Zustandsbewertungen angepasst werden muss. Die Zahl der Oberflächenwasserkörper, die aus der Detaileinteilung resultieren, kann sich somit über die Zeit verändern. Die minimal mögliche Zahl der Einzelwasserkörper ist jedenfalls durch die Zahl der Basiswasserkörper vorgegeben.

Es ist darauf hinzuweisen, dass zwar die Überprüfung der Umweltqualitätsziele an Hand der ausgewiesenen Oberflächenwasserkörper durchzuführen ist, dies aber nicht bedeutet, dass der Zustand jedes einzelnen Wasserkörper mit mindestens einer eigenen Überwachungsstelle zu belegen ist. Für Zwecke des Monitoring oder der Festlegung von Sanierungsplänen können – hinsichtlich Typ / Belastung / Zustand – gleichartige Wasserkörper zu Wasserkörpergruppen zusammengefasst werden.

2.2. Stoffliche Belastungen der Oberflächengewässer

Mit der Wasserrechtsgesetznovelle 2003 wurde in § 55d die Rechtsgrundlage für die IST-Bestandsanalyse geschaffen, deren Ziel es ist, die natürlichen, wirtschaftlichen und sozioökonomischen Gegebenheiten einschließlich der Auswirkungen von signifikanten anthropogenen Belastungen und die bisherige Entwicklung zu erheben und unter Berücksichtigung der voraussehbaren Veränderungen festzuhalten. Die IST-Bestandsanalyse muss gemäß Anhang C ZA2 des WRG 1959 insbesondere eine Zusammenfassung der signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen auf den Zustand von Oberflächengewässern enthalten. Die erhobenen Daten bilden einen Teil des nach §§ 59 und 59a WRG 1959 einzurichtenden Wasserinformationssystemes WISA. Eine wesentliche Voraussetzung hierfür ist die in § 59a WRG 1959 vorgesehene Erstellung eines Registers der signifikanten anthropogenen Belastungen.

Im Folgenden werden die näheren fachlichen und methodischen Grundlagen für die Erfassung der punktuellen und diffusen Belastungen dargestellt.

2.2.1. Inventar punktueller Belastungen

Das Bund-Bundesländer-Arbeitspapier „Emissionen“ enthält eine detaillierte Beschreibung der zu erfassenden signifikanten Punktquellen. Insbesondere werden die zu berücksichtigenden Arten der Punktquellen, die vorgesehenen Parameter (siehe Anhang A des oben angeführten Arbeitspapiers) und die Schwellenwerte für die Aufnahme in das Register (siehe Anhang B des Arbeitspapiers) behandelt.

Auf der Grundlage des Arbeitspapiers wurden vom Umweltbundesamt folgende punktuelle Schadstoffquellen erhoben:

- Kommunale Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von $\geq 2000 \text{ EW}_{60}$,
- Wasserrelevante IPPC-Anlagen aus dem EPER (European Pollutant Emission Register),
- Punktquellen für die Einleitung von gefährlichen Stoffen gemäß EU-Richtlinie 76/464/EWG (Direkteinleiter),
- Sonstige direkt einleitende Anlagen, und
- Altlasten, die eine mögliche signifikante Belastung auf Oberflächengewässer darstellen

Für die in Kapitel 2.4 beschriebene Abschätzung der Auswirkungen der Belastungen wurden für diese Anlagen Lagekoordinaten und die abgeleiteten Abwassermengen (Prozessabwasser) erfasst und eine Zuordnung gemäß den branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen getroffen.

Diese Informationen konnten für kommunale Kläranlagen der Kläranlagendatenbank des BMLFUW, (Stand 31.12.2002) entnommen werden. Nur in einzelnen Fällen waren keine Daten aus dem Jahr 2002 verfügbar, dann wurde auf Informationen aus den Jahren 2001 oder 2000 zurückgegriffen.

Für IPPC-Anlagen wurde auf die Datenerhebung 2003 für das Europäische Schadstoffemissionsregister (EPER) gemäß BGBl. II 2002/30 zurückgegriffen. Die Angaben über die Betriebe wurden in der EPER-Datenbank des Umweltbundesamts gesammelt. Da das EPER auch Anlagen enthält, die keine relevanten Belastungen für Gewässer darstellen, wurde eine Vorauswahl der wasserrelevanten IPPC-Anlagen durch Experten der Bundesländer in Kooperation mit dem BMLFUW getroffen. Die Abwassermengen wurden von den Experten der Länder zur Verfügung gestellt. Die Lagekoordinaten wurden dem EPER entnommen oder von den Ländern ergänzt. Die im EPER angegebenen Tätigkeiten konnten der Brancheneinteilung der Abwasseremissionsverordnungen in der Regel eindeutig zugeordnet werden. Die Brancheneinteilung des EPER umfasst die in der folgenden Tabelle M-2.2.1-1 angegebenen Tätigkeiten, die Kurzbezeichnungen wurden für den vorliegenden Bericht eingeführt.

Tabelle M-2.2.1-1:		Brancheneinteilung gem. EPER	
Tätigkeiten gem. EPER	Kurzbezeichnung	Tätigkeiten gem. EPER	Kurzbezeichnung
1.1 Feuerungsanlagen etc.	FEU	4.2a/4.2b/4.3 Herst. anorg. Grundchem.	ANORG
1.3 Kokereien	KOK	4.4/4.6 Herst. v. Wirkst. f. PSM etc.	PSM
1.4 Vergasung od. Verfl. v. Kohle	KVERG	4.5 Herst. von Wirkst. f. Arzneim.	ARZN
2.1 Rösten od. Sintern v. Erzen	RÖST	5.4/2 Therm. Verw. v. gef. Abf.	GATH
2.2 Herst. v. Roheisen oder Stahl	STAHL	5 Therm. Beh. v. Hausmüll	MÜLLTH
2.5 Gewin. V. NE-Rohmet. aus Erzen, etc.	NEM	7 Ablagerung v. Abfällen	ALAG
2.5 Schmelzen von NE-metallen	NESCHM	5.2/4 Lagerung v. gef. Abfällen	GALAG
2.3 Warmwalzen	WARM	5.3/3 Sonst. Beh. v. gef. Abfällen	GAB
2.3 Schmieden von Eisenmetallen mit Häm-mern	SCHM	6 Biol., etc. Beh. v. n. gef. Abf.	BIOB
2.3 Aufbringen v. schmelzfl. met. Schutzsch.	METSCH	5.1/1.1/1.2 Stoffl. Verw. v. gef. Abf.	GAV
2.4 Eisenmetallgießereien	EGIESS	6.1 Herst. v. Zellst. aus Holz etc.	ZELL
2.5 Nichteisenmetallgießereien	NEGIESS	Herst. v. Papier, Pappe od. Kart.	PAP
2.6 Oberflbeh. (elektrolyt. od. chem.)	OB	6.2 Vorbeh. v. Fasern od. Text.	TEXT
3.1 Herst. v. Zementklinker	ZEM	6.3 Gerben	GERB
3.1 Herst. von Kalk in Öfen	KALK	6.4a/6.4b1/6.4b2/6.4c Schlachthöfe	SCHL
3.3 Herst. von Glas	GLAS	6.5 Beseit. od. Verw. v. Tierk.	TIERK
3.4 Schmelzen min. Stoffe	MIN	Intensivhaltung v.Gefl. od. Schwein.	INT
3.5 Brennen keram. Erzeugnisse	KER	6.6 Beh. v. Oberfl. v. Stoff. mit org. Lösungsm.	OBORG
3.2 Gewinn., etc. v. Asbest	ASB	6.7 Herst. v. Kohlenst. od. El.graphit	GRAPH

Tabelle M-2.2.1-1:		Brancheneinteilung gem. EPER	
Tätigkeiten gem. EPER	Kurzbezeichnung	Tätigkeiten gem. EPER	Kurzbezeichnung
4.1a/4.1b/4.1c/4.1d Herst. org. Grundchem.	ORG		

Informationen über die Einleitung gefährlicher Stoffe nach EU-Richtlinie 76/464/EWG wurden dem österreichischen Bericht 1999-2001 gemäß der EU Berichtspflichtenrichtlinie 91/692/EWG entnommen, soweit diese Anlagen nicht ohnehin in den bereits genannten Registern enthalten sind.

Basierend auf Vorarbeiten des Umweltbundesamtes und in Zusammenarbeit mit den Experten der Bundesländer wurde vom BMLFUW eine Liste von weiteren direkt einleitenden Anlagen erstellt, die als gewässerrelevant einzustufen sind (Expertenbeurteilung aufgrund der Ortskenntnis der Länder). Soweit diese Anlagen nicht bereits in den oben genannten Registern enthalten waren, wurden die zugehörigen Informationen ebenfalls von den Ländern abgefragt. Die erhobenen Anlagen bilden gemeinsam mit der Kläranlagendatenbank des BMLFUW und dem EPER eine wesentliche Grundlage für die Datensammlung des Emissionsregisters.

Das Umweltbundesamt führte auch eine Expertenabschätzung von Altlasten durch, die nach den Kriterien des Bund-Bundesländer-Arbeitspapiers „Emissionen“ entweder aufgrund ihrer Gewässernähe oder aufgrund möglicher Infiltration aus dem Grundwasser eine mögliche signifikante Belastung der anliegenden Oberflächengewässer darstellen. Die identifizierten sechs Altlastenstandorte wurden ebenfalls in die Analyse der Auswirkungen in Kapitel 2.4 einbezogen.

Für einige der genannten Anlagen konnten von den Ländern keine aktuellen Abwassermengen zur Verfügung gestellt werden. In diesen Fällen wurden, soweit vorhanden, Schätzwerte für Abwassermengen vom „Institut für Industrielle Ökologie der Niederösterreichischen Landesakademie“ (St. Pölten) zur Verfügung gestellt. Für jene Anlagen, für die im Zuge der bisherigen Arbeiten vorerst keine Abwassermengen erhoben werden konnten, wurden diese im Rahmen der Prüfung/Ergänzung durch die Bundesländer komplettiert.

2.2.2. Inventar diffuser Belastungen

Auf der Grundlage Bund-Bundesländer-Arbeitspapiers „Chemie der Oberflächengewässer – Emissionen und Maßnahmen“, wurden folgende diffuse Belastungsquellen als möglicherweise signifikant festgelegt:

- Land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung,
- Bergbauggebiete,
- Flughäfen, und
- Altlasten (siehe Kapitel 2.2.1).

2.2.2.1. Auswertung Landnutzung

Die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung ist eine potentielle Belastungsquelle für Oberflächengewässer. Die wesentlichsten Belastungen für Oberflächengewässer können hierbei entstehen durch:

- den Eintrag von Stickstoff und Phosphor als Folge des Einsatzes mineralischer Düngemittel und von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft, und
- den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln.

Das tatsächliche Ausmaß der Einwirkungen auf die Gewässer ist allerdings von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, wie z. B.:

- Art und Intensität der Nutzung,
- Menge, Verteilung und Zeitpunkt der Niederschläge,
- Ausmaß des Abbaus von Pflanzenschutzmitteln im Untergrund,
- Ausmaß der Stickstoffverluste in die Atmosphäre (NH_3 -Abgasung und Denitrifikation in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser), und
- Ausmaß der Bodenerosion.

Aufgrund dieser Unsicherheiten und unter Berücksichtigung der vorhandenen Datenlage sind genaue Angaben bezüglich der Emissionen aus der Land- und Forstwirtschaft in Oberflächengewässer nicht möglich. Allerdings können anhand der Bodennutzung und der Viehhaltung Abschätzungen getroffen werden. Für den vorliegenden Bericht wurde für die Abschätzung der diffusen Belastungen durch land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung daher vorrangig Angaben zur Landnutzung verwendet. Als Grundlage diente die Agrarstrukturerhebung 1999.

Die Auswertung der Landnutzung wurde auf die Einzugsgebiete der WGEV – Messstellen (im Folgenden nur WGEV-EZG genannt – zu den WGEV Messstellen siehe auch Kapitel 2.4) in den Planungsräumen bezogen. Die WGEV-EZG wurden mittels GIS ermittelt. Daneben erfolgte auch eine Auswertung für den gesamten Planungsraum um auch die Gebiete zu erfassen, die nicht durch WGEV - Messstellen abgedeckt sind. Die Auswertung der Daten erfolgte also einerseits auf

Ebene der Einzugsgebiete der WGEV - Messstellen und andererseits auch für den gesamten Planungsraum.

Die Daten der Agrarstrukturerhebung 1999 liegen auf Gemeindeebene vor. Für die weitere Auswertung der auf Gemeindeebene vorliegenden Daten war eine Verschneidung der Gemeindeflächen mit den WGEV-EZG erforderlich. Alle auf Gemeindeebene verfügbaren land- und forstwirtschaftlichen Nutzungsdaten wurden anteilig den WGEV-EZG sowie dem Planungsraum zugerechnet. Aufgrund der kumulativen Darstellung der WGEV-EZG ist eine einfache Aufsummierung der Ergebnisse der einzelnen WGEV-EZG nicht möglich.

Die Grundlage für den gesamten Planungsraum bildet wiederum eine Verschneidung mit den Gemeindeflächen.

Die Auswertung der Einwohner wurde unter Berücksichtigung des Siedlungsschwerpunktes der Gemeinde durchgeführt. Um den Fehler der flächenanteiligen Zuordnung der Gemeinde im WGEV-EZG möglichst gering zu halten, wurde die Gesamteinwohnerzahl einer Gemeinde der Lage des Siedlungsschwerpunktes und dieser eindeutig einem WGEV-EZG zugewiesen. Dieser Ansatz zieht nach sich, dass in einigen Fällen einem Einzugsgebiet einer WGEV - Messstelle keine Einwohner zugewiesen werden.

Bezüglich der Bodennutzung wurden folgende Kategorien unterschieden:

- Landwirtschaftliche Nutzfläche,
- Wald, und
- Gebäudeflächen.

Die Kategorie „Landwirtschaftliche Nutzfläche“ wurde gegliedert in die Kategorien

- Ackerland gesamt,
- Dauergrünland, und
- Hausgärten, Obstanlagen, Weingärten, Baumschulen, Forstbaumschulen.

Die Kategorie „Ackerland gesamt“ wurde wiederum gegliedert in die Kategorien

- Getreide: Weichweizen, Hartweizen, Roggen, Wintergerste, Sommergerste, Hafer, Wintermenggetreide (Winterweizen und Winterroggen im gemischten Anbau), Triticale, Sommermenggetreide (verschiedene Sommergetreidearten im gemischten Anbau, hauptsächlich Sommergerste), sonstiges Getreide (Sorghum, Hirse, Buchweizen, Kanariensaat, Amaranth, Quinoa),

- Maiskulturen: Körnermais, CORN COB MIX (CCM), Silomais, Grünmais,
- Hackfrüchte (ohne Maiskulturen): Frühkartoffeln, Spätkartoffeln, Zuckerrüben, Futterrüben, Tabak, Erdbeeren, Gemüse-Feld, Gemüse-Garten, Gemüse-Glas,
- Körnerleguminosen: Körnererbsen, Ackerbohnen, andere Hülsenfrüchte (Süßlupine, Wicke, Linse, Kichererbse, Erbse- bzw. Ackerbohne-Getreide-Gemenge), Sojabohnen, und
- Sonstiges Ackerland (ohne Körnerleguminosen): Hopfen, Tabak, Winterraps, Sommeraps, Sonnenblumen, Sojabohnen, Gewürzpflanzen, Mohn, Ölkürbis, sonstige Ölfrüchte (Öllein, Saflor, Öldistel, Sesam), Handelsgewächse (Faserlein und Hanf), Erdbeeren, Gemüse Feld, Gemüse Garten, Gemüse Glas, Blumen Freiland, Blumen Glas, Rotklee, Luzerne, Klee gras, sonstiger Feldfutterbau (Futtergräsermischung, Wicken- Getreidegemenge), Ackerwiesen, Sämereien, Brachfläche ohne Beihilfe, Brachfläche mit Beihilfen).

Die Kategorie Dauergrünland enthält: Wiesen einmähdig, Wiesen mehrmähdig, Kulturweiden, Hutweiden, Almen, Streuwiesen.

Von der Kategorie Hausgärten, Obstanlagen, Weingärten, Baumschulen, Forstbaumschulen werden in den Ergebnisberichten nur die Weinflächen ausgewiesen.

Neben der Bodennutzung wurden auch der Viehbestand – ausgedrückt in Großvieheinheiten (GVE) – in den einzelnen Einzugsgebieten der WGEV Messstellen erhoben. Die Kategorie Tierhaltung (GVE) umfasst dabei:

Einhufer (Pferde, Esel) Schlachtkälber, andere Kälber männlich, andere Kälber weiblich, Stiere, Ochsen, Schlachtkälber älter 1 Jahr, Zuchtkälber älter 1 Jahr, Stiere & Ochsen älter 2 Jahre, Schlachtkälber älter 2 Jahre, Zuchtkälber älter 2 Jahre, Milchkühe, andere Kühe, Jungschweine, Mastschweine 50 bis 80kg, Mastschweine 80 bis 110kg, Mastschweine > 110kg, Jungsauern nicht gedeckt, Jungsauern erstbelegt, Sauern gedeckt, Sauern nicht gedeckt, Zuchteber, Mutterschafe, andere Schafe, Ziegen, andere Ziegen, Masthühner, Legehennen, sonstiges Geflügel, Zuchtwild.

Eine Vieheinheit ist generell eine bestimmte Referenz anhand der alle anderen Tierarten skaliert werden. Für den vorliegenden Bericht wurde die Anzahl der den Gemeinden zugeordneten Tiere mit dem GVE-Schlüssel gemäß ÖPUL in GVE umgerechnet (siehe Tabelle M-2.2.2-1). Die sich daraus ergebende Anzahl an GVE je Gemeinde wurde auf WGEV-EZG-Ebene bzw. auf Planungsebene aufsummiert und der landwirtschaftlichen Nutzfläche inklusive Energieholzflächen, Christbaumkulturen und Forstgärten gegenübergestellt. Damit ergibt sich der GVE-Besatz je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche im jeweiligen WGEV - Einzugsgebiet bzw. im Planungsraum.

Tabelle M-2-2-2.1: Tierkategorien und GVE-Schlüssel gemäß ÖPUL

Tierart bzw. Tierkategorie	GVE -Schlüssel
Einhufer (Pferde, Esel)	1,00
Schlachtkälber	0,15
andere Kälber männlich	0,30
andere Kälber weiblich	0,30
Stiere & Ochsen	0,60
Schlachtkälber älter 1 Jahr	0,60
Zuchtkälber älter 1 Jahr	0,60
Schlachtkälber älter 2 Jahre	1,00
Zuchtkälber älter 2 Jahre	1,00
Stiere & Ochsen älter 2 Jahre	1,00
Milchkühe	1,00
andere Kühe	1,00
Jungschweine	0,11
Mastschweine 50 bis 80kg	0,15
Mastschweine 80 bis 110kg	0,15
Mastschweine > 110kg	0,15
Jungsauen nicht gedeckt	0,15
Jungsauen erstbelegt	0,30
Sauen gedeckt	0,30
Sauen nicht gedeckt	0,30
Zuchteber	0,30
Mutterschafe	0,15
andere Schafe	0,15
Ziegen	0,15
andere Ziegen	0,15
Masthühner	0,0015
Legehennen	0,004
Sonstiges Geflügel	0,01
Zuchtwild	0,15

2.2.3. Methodische Probleme:

- Wirtschaftsprinzip der statistischen Erhebung: Bei Verwendung der Daten der STATISTIK AUSTRIA muss darauf hingewiesen werden, dass es durch den Erhebungsmodus zu Verfälschungen der Angaben zur Bodennutzung und Tierhaltung auf Gemeindeebene kommen kann. Es wird nach dem Wirtschaftsprinzip erhoben, d. h. sämtliche Wirtschaftsflächen und Tiere eines Betriebes werden in der Regel der Gemeinde des Betriebssitzes zugeordnet, auch dann, wenn sie teilweise oder gänzlich in einer anderen Gemeinde liegen bzw. gehalten werden. Grundbesitz österreichischer Betriebe im Ausland wird ebenfalls mit erhoben und somit auch bei den Auswertungen mitberücksichtigt.
- Prozentuelle Zuordnung der Bodennutzung und Großvieheinheiten zu den Einzugsgebieten (EZG) je nach Gemeindeanteil: Die Zuordnung der Bodennutzungsflächen sowie der Großvieheinheiten (GVE) erfolgt aufgrund des Flächenanteils der Gemeinde an dem jeweiligen EZG. Es kann nicht überprüft werden, wo die verschiedenen land- und forstwirtschaftlichen Nutzungen tatsächlich erfolgen, d.h. die räumliche exakte Zuweisung der Flächen bzw. GVE zu einem EZG ist nicht möglich und erfolgt nur aufgrund einer Näherung über den Gemeindeanteil am EZG.

2.2.3.1. Stickstoffbilanz Landwirtschaft nach der OECD Methode

Eine wesentliche Eingangsgröße für die Ermittlung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer ist der Saldo der Nährstoffbilanz bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche. Die im vorliegenden Bericht dargestellten Ergebnisse der Stickstoffbilanz für die landwirtschaftliche Nutzfläche wurden anhand der von der OECD veröffentlichten Methode zur Ermittlung nationaler Stickstoffbilanzen durchgeführt. Die Bilanz wurde für den Zeitraum 1998-2002 durchgeführt (WIFO, 2003).

EINTRÄGE auf die landwirtschaftliche Nutzfläche

- Stickstoff in Handelsdünger,
- Stickstoff in Wirtschaftsdünger (abzüglich der Verluste durch NH_3 -Emissionen),
- Atmosphärische Deposition von Stickstoff,
- Stickstofffixierung, und
- Stickstoff Saatgut.

AUSTRÄGE aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche

- Stickstoff in Ernteprodukten (Marktfrüchte) und
- Stickstoff in Ernteprodukten (Futterpflanzen)

Die Stickstofffrachten im Wirtschaftsdünger wurden durch Multiplikation der Tierzahlen mit spezifischen Koeffizienten für verschiedene Tierkategorien ermittelt. Die Stickstoffdeposition wurde mit 17 kg pro ha und Jahr einheitlich für ganz Österreich angesetzt.

Die Stickstofffrachten in den Ernteprodukten wurden durch Multiplikation der Erntemengen mit spezifischen Koeffizienten für verschiedene Ernteprodukte ermittelt. Gleiches gilt für den Stickstoffeintrag über Saatgut und über Stickstofffixierung.

Für die Übertragung der Ergebnisse für ganz Österreich auf die einzelnen Planungsräume mussten Annahmen bezüglich des Mineraldüngerverbrauchs in den Planungsräumen getroffen werden. Der Grund liegt darin, dass zwar für das gesamte Bundesgebiet zuverlässige Statistiken über den Verbrauch von Mineraldüngern vorliegen, nicht jedoch für Teilregionen (WIFO, 2003). Für die Abschätzung des Mineraldüngerverbrauchs in den einzelnen Planungsräumen wurde angesetzt, dass die Landwirte beim Wirtschaftsdünger mit einem Verlust von 25 % rechnen, der dann gegebenenfalls durch Mineraldüngereinsatz kompensiert werden muss.

2.2.3.2. Abschätzung der Nährstoffeinträge anhand von Immissionsdaten

Die Nährstofffrachten in den Fließgewässern wurden durch Multiplikation von durchschnittlichen Konzentrationen mit MQ (mittlerer Abfluss) ermittelt. Beim Stickstoff liegen für die WGEV Messstellen nicht Gesamtstickstoffkonzentrationen sondern nur der anorganische gebundene Stickstoff (die Summe von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$) vor. Die fehlende Differenz zwischen Gesamtstickstoff und anorganisch gebundenem Stickstoff ist in der Regel gering. Beim Phosphor liegen Gesamtposphorkonzentrationen vor.

Die Ermittlung von Nährstofffrachten anhand durchschnittlicher Konzentrationen und MQ führt beim Stickstoff erfahrungsgemäß zu plausiblen Ergebnissen. In Einzelfällen wird die Fracht etwas überschätzt, weil im vielfach abflussschwachen Winter die Konzentrationen in der Regel höher sind. Diese Überschätzung wird aber durch die Nichtberücksichtigung des organisch gebundenen Stickstoffs ausgeglichen.

Beim Phosphor werden die Frachten durch eine einfache Multiplikation von durchschnittlichen Konzentrationen mit MQ (mittlerer Abfluss) in der Regel unterschätzt. Aus Untersuchungen ist bekannt, dass beim Phosphor, dessen Transport zu einem großen Anteil partikulär gebunden erfolgt, die Konzentration und dementsprechend vermehrt auch die transportierte Fracht bei hohen Wasserführungen eines Gewässers stark zunimmt. Hinzu kommt, dass bei der routinemäßigen Gewässergüteuntersuchung Hochwässer, bei denen die Konzentrationen besonders hoch

sind, meist nicht erfasst werden. Bei den Abschätzungen für die einzelnen Planungsräume wurde daher die durch die einfache Multiplikation (durchschnittliche Konzentrationen mit MQ) ermittelten Frachten um 25 % erhöht.

2.2.3.3. Pflanzenschutzmittel

Anhand der Aufwandsempfehlungen für verschiedene Pflanzenschutzmittel und verschiedene Kulturarten und der Verkaufsmengen der verschiedenen Pflanzenschutzmittel in Österreich wurden vom UBA die Aufwandsmengen je Einzugsgebiet der Überblicksmessstellen abgeschätzt. Es sei ausdrücklich angemerkt, dass diese Aufteilung nur einen sehr groben Anhaltspunkt für den Pflanzenschutzmitteleinsatz in den einzelnen Planungsräumen gibt, weil keine regionale Differenzierung der Pflanzenschutzmittelanwendung vorgenommen sondern nur die verschiedenen Kulturen berücksichtigt wurden.

2.2.3.4. Sonstige diffuse Belastungen

Von den sonstigen diffusen Belastungen wurden gemäß dem Bund-Bundesländer-Arbeitspapier sechs Altlasten identifiziert.

Für Bergbaue wurden bisher keine einzelnen Belastungsquellen identifiziert. In Anbetracht der kurzen zur Verfügung stehenden Zeit wurde im Sinne eines „expert judgement“ versucht, aus dem Emissionsregister die für Österreich bergbaurelevanten Stoffe auszusuchen und eine mögliche Beeinflussung durch den Bergbau abzuschätzen. Dabei wurden mögliche Beeinflussungen durch Bergbaue an den WGEV Messstellen zur überblicksweisen Überwachung der chemischen Schadstoffe identifiziert, in Summe neun betroffene Teileinzugsgebiete (Inn, Salzach, Grossache, Enns, Traun, Gurk, Mur und Raab). Bei den relevanten Stoffen handelt es sich um die Schwermetalle Kupfer, Zink, und Chrom. An manchen Messstellen ist eine Beeinflussung durch den Bergbau besonders durch die Elemente Kupfer und Zink möglich, einzelne Belastungsquellen wurden aber bislang nicht identifiziert. Eine mögliche Belastung durch den Bergbau wurde durch die flächendeckende Immissionsprüfung auf die betreffenden Stoffe hin erhoben (siehe dazu Kapitel Risikoabschätzung).

Fünf Flughäfen im Sinne des Bund-Bundesländer-Arbeitspapiers wurden als potentiell signifikant eingestuft. Mögliche Schadstoffe sind Kohlenstoffverbindungen, Stickstoffverbindungen (z.B. Harnstoff) und Schwermetalle. Für die genannten Schadstoffe liegen flächendeckend Immissionsdaten vor, eine mögliche Belastung wurde daher anhand der Messdaten erhoben.

Die Ergebnisse der Auswertungen der diffusen Belastungen werden in den Ergebnisberichten für die einzelnen Planungsräume einerseits tabellarisch für die Einzugsgebiete der WGEV – Messstellen im Planungsraum dargestellt und andererseits in der Karte „diffuse Belastungen“ für den gesamten Planungsraum.

2.3. Hydromorphologische Belastungen der Oberflächengewässer

Während im vorhergehenden Kapitel 2.2. die Erfassung der stofflichen Belastungen dargestellt wurde, beschäftigt sich dieses Kapitel mit der fachlichen und methodischen Beschreibung der hydrologischen und morphologischen Belastungen, welche sich auf den Gewässerzustand auswirken können.

Generell umfasst die **Qualitätskomponente „Hydromorphologie“** jene Eigenschaften eines Gewässers, die den Wasserhaushalt (Menge, Strömungsdynamik, Verbindung zum Grundwasser), die Durchgängigkeit (für Fauna und Sedimenttransport) und die Morphologie (strukturelle Gewässer Ausstattung wie Laufentwicklung, Breiten- und Tiefenvarianz, Struktur und Substrat des Flussbetts, Struktur der Uferzone) beschreiben. Sie ist neben der chemisch-physikalischen Komponente für die Ausprägung der aquatischen Lebensgemeinschaften (biologische Komponente) und damit auch für den ökologischen Zustand eines Gewässers maßgeblich. Das anthropogene Einwirken von signifikanten Belastungen auf die hydromorphologische Beschaffenheit eines Gewässers kann eine Veränderung der Gewässerzönose und damit des Gewässerzustandes bewirken.

2.3.1. Beschreibung von hydromorphologischen Belastungen

Dem Kapitel 2 folgend wurden umweltrelevante Aktivitäten beschrieben und eine Liste relevanter Belastungen für Oberflächenwasserkörper erarbeitet. Als wesentliche menschliche Aktivitäten, die signifikante hydromorphologische Eingriffe und somit Belastungen mit sich bringen können, wurden in erster Linie die Wasserkraftnutzung, Schutzwasserwirtschaft, Siedlungstätigkeit / Urbanisierung, landwirtschaftlicher Wasserbau, Geschiebemanagement, Schifffahrt, Wasserentnahmen zu Bewässerungszwecken, für Beschneidung sowie als Kühl- oder Brauchwasser für die Industrie identifiziert. Wasserentnahmen aus Oberflächengewässern zu Trinkwasserzwecken spielen in Österreich keine Rolle.

In weiterer Folge wurden Kriterien für die einzelnen Belastungen entwickelt, welche die Bewertung der Signifikanz, d.h. die letztendliche Auswirkung der jeweiligen Belastung auf den Gewässerzustand zulässt.

Die signifikanten hydromorphologischen Belastungen von Fließgewässern durch Wassernutzungen aber auch schutzwasserwirtschaftliche Maßnahmen betreffen vor allem:

- Belastungen auf Grund von Wasserentnahmen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass das ökologische Gefährdungspotential nicht automatisch mit der Zunahme der entnommenen Wassermenge steigt und sich die Definition der signifikanten Belastung auf eine bestimmte Wassermenge – ausgedrückt in $[m^3/s]$ oder $[l/s]$ – bezieht. Ökologisch relevant ist jene Wassermenge, die als „Restwasser“ im Gewässer verbleibt und die für das (Über-) Leben der aquatischen Lebensgemeinschaften bedeutsam ausreichend sein muss,
- Schwallereignisse,
- Veränderung der Fließverhältnisse/Fließgeschwindigkeiten und des Sedimenttransportes durch Stauhaltungen,
- Lineare Baumaßnahmen, Ufer- und Sohlsicherungen, Regulierungen, Freihaltung von Schifffahrtsrinnen, etc., und
- anthropogene Kontinuumsunterbrechungen im Längsverlauf von Fließgewässern.

Bei stehenden Gewässern umfassen die wesentlichen hydromorphologischen Belastungen die energiewirtschaftliche Nutzung von natürlichen Seen als Speicherseen sowie allfällige bauliche Maßnahmen im Zuge der Siedlungstätigkeit und des Hochwasserschutzes.

Alle oben angeführten „potentiellen“ Belastungstypen werden bei der vorliegenden IST-Bestandsanalyse für den Analyseprozess der hydromorphologischen Belastungen herangezogen.

2.3.2. Kriterien für die Signifikanzbewertung von hydromorphologischen Belastungen

Für die Erhebung der relevanten hydromorphologischen Belastungen wurden durch „**Signifikanz-Schwellenwerte/Kriterien**“ erarbeitet. Als Kriterium für die Festlegung der Schwellenwerte wurde jene Größe bzw. Größenordnung gewählt, bei der eine potentielle Zustandsveränderung in Form einer Zielabweichung (mäßiger ökologischer Zustand oder schlechter) zu erwarten ist.

Es ist darauf hinzuweisen, dass mit den Schwellenwerten keine fixen „Grenzwerte“ definiert wurden, die als Voraussetzung für die Erfüllung der Umweltziele nach WRRL jedenfalls in allen Gewässern Österreichs einzuhalten sind. Die festgelegten Signifikanzschwellen sollen helfen, im Rahmen der Belastungs- und Risikoanalyse jene Gewässerabschnitte bzw. Wasserkörper herauszufiltern, in denen die Belastung (möglicherweise) ein Verfehlen der Umweltziele bewirkt. Die Signifikanzkriterien dienen einer Erstabschätzung des Risikos und nicht der Entscheidungsfin-

dung, ob der „gute ökologische Zustand“ in einzelnen Wasserkörpern tatsächlich gegeben ist. Die definitive Entscheidung, ob ein Oberflächenwasserkörper das Ziel des guten ökologischen Zustandes bzw. des guten ökologischen Potentials verfehlt ergibt sich demzufolge erst aus den biologischen Ergebnissen der Überwachung und an Hand definitiver Zustandsbewertungen. Die Ergebnisse der Belastungs- und Risikoanalyse sind die Grundlage für die Festlegung von Monitoringstellen, um ein vorher abgeschätztes Risiko zu bestätigen oder zu widerlegen.

Die IST-Bestandsanalyse der signifikanten hydromorphologischen Belastungen dient ebenfalls als Basis für die Ermittlung bzw. Ausweisung der „künstlichen und erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper“ (siehe Kapitel 2.5).

Für die IST-Bestandsanalyse 2004 wurden für die relevanten hydromorphologischen Belastungen von Fließgewässern folgende Signifikanzkriterien herangezogen:

Signifikanzschwellen Hydromorphologie – Fließgewässer

a. Wasserentnahmen - Restwasser

Wasserentnahmen werden jedenfalls als signifikante Belastung eingestuft, wenn

- $MQ_{\text{RESTWASSER}} < MJNQ_T$ oder $NQ_{T \text{ RESTWASSER}} < NQ_{T \text{ NATÜRLICH}}$;
- keine Dotationswasservorschreibung besteht;
- keine ganzjährige Dotationswasservorschreibung besteht;
- wenn es sich um eine Ausleitung in einer Ausleitungsstrecke handelt und
- Gewässerabschnitte, die auf Grund von unzureichender Restwasserdotations ganzjährig/teilweise trocken fallen.

b. Schwall

Schwallereignisse stellen generell eine potentielle Gefährdung für die Einhaltung des guten ökologischen Zustandes von Fließgewässern dar. Dem derzeitigen fachlichen Wissensstand entsprechend ist bei kleinen und mittleren Gewässern davon auszugehen, dass eine signifikante Belastung vorliegt, wenn das **Verhältnis Sunk zu Schwall im betroffenen Wasserkörper > 1:5** (bezogen auf die Wassermenge) beträgt. Bei großen Gewässern wird eine signifikante Belastung angenommen, wenn prinzipiell ein Schwall identifiziert wird.

c. Querbauwerke – Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums

Querbauwerke können im Zuge von Wasserkraftnutzung, Wasserentnahmen, baulichen Maßnahmen, im Rahmen des Hochwasserschutzes oder der Sohlstabilisierung errichtet werden und ein Hindernis für die Durchgängigkeit des Gewässers hinsichtlich der Wanderungsbewegungen

der Fauna darstellen. Ein Querbauwerk wird in der vorliegenden IST-Bestandsanalyse als **signifikante Belastung** bewertet, wenn es **anthropogen entstanden und nicht fischpassierbar** ist. Die Passierbarkeit wird über die Absturzhöhe definiert, wobei der Gewässertyp zu berücksichtigen ist. Die Signifikanzschwellen sind in Tabelle M-2.3.2-1 dargestellt.

Bezüglich der **Absturzhöhen** von Querbauwerken und der damit verbunden Passierbarkeit/Unpassierbarkeit für Fische, wurden folgende Signifikanzkriterien festgelegt.

Tabelle M-2.3.2-1: Signifikanzschwellen für nicht passierbare Querbauwerke

Gewässer	Rhithral	Potamal
Kleingewässer (MQ < 0,2 m ³ /s)		
Kontinuum unterbrochen, wenn Absturzhöhe bei MQ	> 0,3 m	> 0,1 m
Größere Gewässer (MQ > 0,2 m ³ /s)		
Kontinuum unterbrochen wenn Absturzhöhe bei MQ	> 0,7 m	> 0,3 m

Neben Querbauwerken, kann das Fließgewässerkontinuum auch durch andere Eingriffe, wie zum Beispiel durch Verrohrungen, unterbrochen werden.

d. Stauhaltungen

Stauhaltungen werden in den meisten Fällen bei den ökomorphologischen Erhebungen der Länder von der Bewertung ausgenommen. Sie werden für die vorliegende IST-Bestandsanalyse als signifikante Belastungen angesehen, sobald ihre Länge 500 m übersteigt.

Ein Fließgewässer, das durch Aufstau ein Kategoriewechsel zu einem Gewässer mit Seencharakter bewirkt wird, wird prinzipiell als signifikant belastet bezeichnet.

e. Strukturelle Veränderungen

Für die Erfassung der Belastungen, welche strukturelle Veränderungen in Fließgewässern zur Folge haben, sind zahlreiche Einzelparameter (wie. Z.B. Laufentwicklung, Sohl- und Uferstruktur, Breiten-Tiefenvarianz, Vernetzung mit dem Umland, etc) relevant.

Bereits seit über 20 Jahren gibt es diesbezügliche Erhebungen in den Bundesländern, deren Ergebnisse meist in Form einer so genannten „ökomorphologischen bzw. strukturökologischen Bewertung“ (in Anlehnung an die Methode von Werth (1987) bzw. unter Berücksichtigung der Ziele der WRRL) zusammengefasst werden.

Für die IST-Bestandsanalyse 2004 hat es sich daher als sinnvoll und Ziel führend erwiesen, diesen „Summenparameter“ der ökomorphologischen Bewertungen als Grundlage für die Festlegung eines Schwellenwertes für signifikante Belastungen heranzuziehen. Der Begriff „ökomorphologische Bewertung“ wird hier aus Gründen der besseren Lesbarkeit als genereller Überbegriff für die jeweiligen Ländermethoden verwendet.

- Unter Berücksichtigung der zukünftigen Vorgangsweise einer bundesweiten, WRRL - konformen Bewertungsmethodik der hydromorphologischen Eingriffe in Gewässern wurden die einzelnen Bundesländermethoden auf die Vergleichbarkeit der Einstufungsergebnisse hin überprüft und anschließend in ein 5-stufiges ökomorphologisches Bewertungssystem (5-stufige Bundesskala) transformiert (siehe Abbildung M-2.3.2-1).

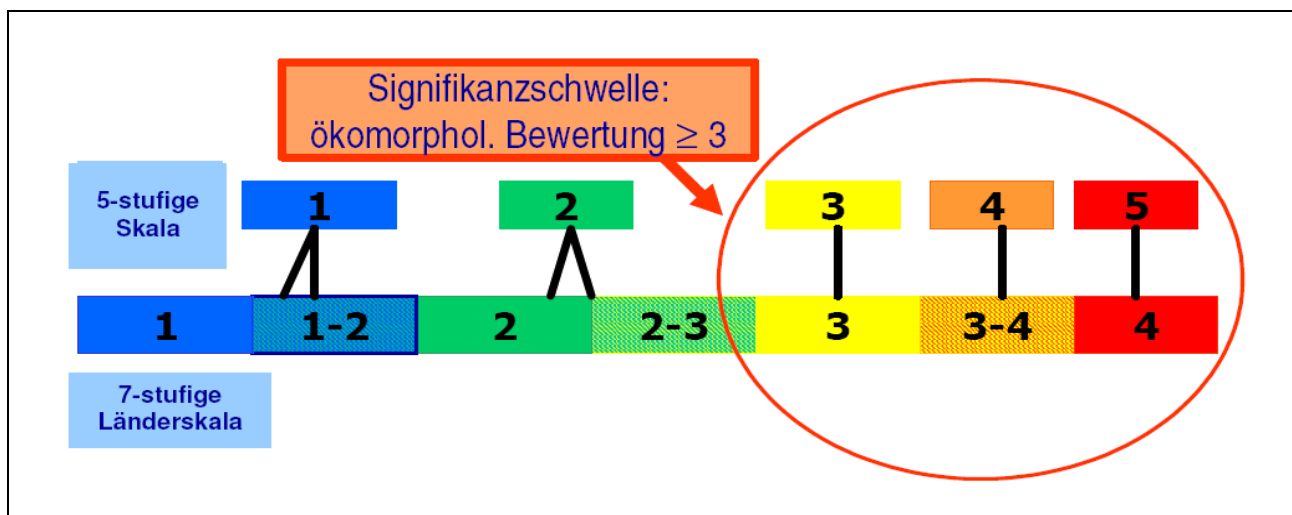


Abbildung M-2.3.2-1: Kriterium für die Signifikanzbewertung morphologischer Belastungen sowie das Adaptierungsschema 7-stufiger Strukturgütebewertungen in das 5-stufige Bewertungsschema nach WRG Novelle bzw. WRRL.

In Bezug auf die 5-stufige Skala wird eine morphologische Belastung dann als **signifikant** eingestuft, wenn bei der ökomorphologische Bewertung die **Stufe 2 überschritten** ist

- In manchen Bundesländern (z.B. Oberösterreich und Niederösterreich) lagen für einige Fließgewässer(abschnitte) keine ökomorphologischen Daten vor. Daher wurden im Rahmen der IST-Bestandsanalyse eigens von den betroffenen Bundesländern Erhebungen mittels einer Screening-Methode durchgeführt. Die Erhebungen wurden drei Belastungsklassen (gering verändert, verändert, stark verändert) zugeordnet. Wird die Kategorie 1 (gering verändert) überschritten, so liegt eine signifikante strukturelle Veränderung vor. Die Kategorie 2 und 3 (verändert und stark verändert) wurde als **Signifikanzschwelle** de-

finiert und den ökomorphologischen **Bewertungsstufen 2-5** gleichgesetzt (siehe Abbildung M-2.3-2):

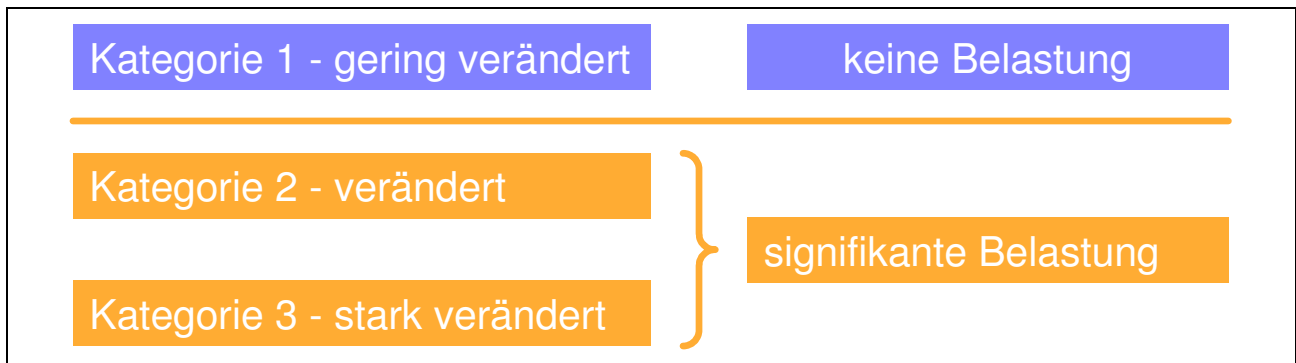


Abbildung M-2.3.2-2: Kriterium für die Signifikanzbewertung morphologischer Belastungen basierend auf der Screening-Methode, welche von manchen Ländern im Rahmen der IST-Bestandsanalyse angewendet wurde

○ **Signifikanzschwellen Hydromorphologie - stehende Gewässer**

Signifikante Eingriffe in die Hydromorphologie stehender Gewässer, die den guten ökologischen Zustand gefährden können, werden in Österreich in erster Linie durch die energiewirtschaftliche Nutzung natürlicher Seen als Speichersee getätigt. Neben den morphologischen Veränderungen kommt es dabei im Zuge der energetischen Abarbeitung u.a. zu hydrologischen Veränderungen durch starke Wasserspiegelschwankungen.

Als Signifikanzschwelle für derartige hydro-morphologische Belastungen wurden daher

- die Nutzung des stehenden Gewässers als Speichersee und/oder
- anthropogen bedingte Wasserspiegelschwankungen, bei denen die Differenz zwischen minimalem und maximalem monatlichen Wasserstand mehr als 1 m beträgt.

Grundsätzlich ist eine signifikante Belastung gegeben, wenn die Größe bzw. Tiefe des stehenden Gewässers maßgeblich verändert wurde bzw. ein Typwechsel erfolgt ist.

Sonstige hydromorphologische Belastungen stehender Gewässer können u. a. auch im Zuge von Siedlungstätigkeiten und Hochwasserschutzmassnahmen auftreten. Aus den Ergebnissen der Fisch- und Makrophytenuntersuchungen war es aber bisher noch nicht möglich, für die österreichische Situation der stehenden Gewässer wissenschaftlich abgesicherte, konkrete Maßzahlen (z.B. Grad/Ausmaß der Uferverbauung) für die Definition einer signifikanten Belastung abzuleiten, bei denen ein direkter Zusammenhang mit der Verfehlung des guten ökologischen Zustandes gemäß WRRL belegt ist.

2.3.3. Datengrundlagen und –verwertung

Die Informationsgrundlage für die Analyse hydromorphologischer Belastungen und Auswirkungen basiert auf Daten, welche durch die Fachstellen der Landesregierungen, durch Kraftwerksgesellschaften bzw. Interessensvertretungen der Elektrizitätswirtschaft zur Verfügung gestellt wurden. In einem ersten Schritt wurden digitale und analoge Daten jedenfalls für Gewässer mit einem Einzugsgebiet von mehr als 100 km² erhoben, bewertet, zusammengeführt und vereinheitlicht. Zusätzlich wurden themenrelevante Studien für die Auswertungen herangezogen. Die diesbezüglichen Arbeiten zur Datenerhebung, -aufarbeitung und -verwaltung wurden durch das Umweltbundesamt durchgeführt (Aschauer et al., 2003).

Auf Grund der Heterogenität (unterschiedliche Aufnahmeschärfe und Erhebungszeitpunkt etc.) der zu Grunde liegenden digitalen bzw. analogen Daten (Strukturgüteuntersuchung, Studien etc.) kann die vorliegende Belastungs- und Auswirkungsanalyse mit Unsicherheiten behaftet sein und ist als erster Schritt zu werten. Endgültige Klarheit werden einerseits die Ergebnisse der biologischen Monitoringprogramme sowie detaillierte bzw. ergänzende Aufnahmen der hydromorphologischen Eingriffe bringen.

a. Hydrologie

Daten zur Hydrologie wurden - soweit verfügbar - in die Belastungsdarstellung übernommen.

Als hydrologisch belastete Strecken wurden jene Gewässerabschnitte betrachtet, welche in den Ausgangsdaten zumindest einer der folgenden Kategorien zugeordnet waren:

- Staustrecke,
- Restwasserstrecke, und
- Schwallstrecke.

Diese Kategorien konnten aus den zur Verfügung stehenden Ausgangsdaten nicht immer in einer einheitlichen Form extrahiert bzw. gewonnen werden. Folgende Aspekte sind hier zu berücksichtigen:

- Staustrecken:

In den Strukturgüteehebungen der Bundesländer waren Staustrecken in der Regel als nicht bewertete Strecken ausgewiesen. Zum Teil stellten Bundesländer im Rahmen der Datenerhebung auch eigene Themen (Layer) mit Staustrecken zur Verfügung. In beiden Fällen waren Lage und somit auch Längenausdehnung der Staustrecken bekannt. Die gleichen Feststellungen gelten sinngemäß für Kraftwerke, zu denen von den Betreibern Angaben zur Staulänge vorhanden waren, wobei in den meisten Fällen ungenaue bzw. keine diesbezüglichen Angaben vorliegen. Die Überarbeitung der IST-Bestandsanalyse

durch die Bundesländer ermöglichte eine Korrektur dieser Unschärfen und es wird davon ausgegangen, dass Information bezüglich Staustrecken nun nahezu vollständig vorliegen.

- Restwasserstrecken:

Informationen zu Restwasserstrecken wurden sowohl von den Bundesländern als auch von Kraftwerksbetreibern zur Verfügung gestellt. Restwasserstrecken waren in den Strukturgüteehebungen der Bundesländer in der Regel bewertet, während die Angaben zu einigen Kraftwerken unscharf waren. Nach der von den Bundesländern durchgeführten Überarbeitung der IST-Bestandsanalyse und der zu Grunde liegenden Daten wird davon ausgegangen, dass Angaben zu Lage und Länge der meisten Restwasserstrecken nun korrekt bekannt sind. Bezüglich der Restwassermengen wurden die betroffenen Stellen wie folgt klassifiziert:

- $MQ_{\text{RESTWASSER}} < MJNQ_T$ oder $NQ_T_{\text{RESTWASSER}} < NQ_T_{\text{NATÜRLICH}}$
- Restwasserdurchfluss unbekannt
- $MQ_{\text{RESTWASSER}} > MJNQ_T$ oder $NQ_T_{\text{RESTWASSER}} > NQ_T_{\text{NATÜRLICH}}$

Für die überwiegende Zahl der Restwasserstrecken war der Restwasserdurchfluss unbekannt. In den Fällen, in denen die im wasserrechtlichen Bescheid festgesetzte Restwassermenge bekannt war, wurde diese mit dem Wert für $MJNQ_t$ der nächstgelegenen Pegelmessstelle verglichen. Es wurde stets versucht, eine flussaufwärts liegende Pegelmessstelle heranzuziehen.

- Schwallstrecken:

Informationen zu Schwallstrecken stammen wie beim Restwasser einerseits von den Bundesländern andererseits von Kraftwerksbetreibern. Bezüglich dieses Belastungstyps wird davon ausgegangen, dass nach der von den Bundesländern durchgeführten Überarbeitung der IST-Bestandsanalyse die Angaben zu Lage und Länge der meisten Schwallstrecken korrekt und vollständig vorliegen.

Hinsichtlich der Sunk – Schwallverhältnisse wurde – bezogen auf die Wassermenge – folgende Gliederung durchgeführt:

- Verhältnis Sunk zu Schwall $< 1 : 5$
- Verhältnis Sunk zu Schwall unbekannt
- Verhältnis Sunk zu Schwall $> 1:5$

b. Strukturgüteehebungen – Ökomorphologische Bewertungen

In die Auswertungen morphologischer Belastungen, welche strukturelle Veränderungen von Oberflächengewässern bewirken, gingen – wie bereits erwähnt – die Daten bestehender ökomorphologischer Erhebungen der Bundesländer ein.

Bei der Übernahme der Daten zu den Strukturgüteehebungen wurden die Gesamtbewertungen als „Summenparameter“ herangezogen, Einzelparameter (wie z. B. Sohle, Linienführung) blieben vorerst ausgeblendet. Da die in den meisten Bundesländern angewendeten Systeme in weiten Bereichen auf der Methode von Werth (1987) beruhen, war die Vergleichbarkeit der Systeme gewährleistet. Für das Bundesland Salzburg wurde eine Bewertung aus dem Jahr 2003 in das Schema übernommen. Die Transformation wird nachfolgend näher beschrieben.

Im Falle von fehlenden Strukturgütedaten führten einige Länder (z.B. Oberösterreich und Niederösterreich) im Rahmen der Überprüfung der IST-Bestandsanalyse eine Bewertung der Belastungssituation nach entwickelten Screening-Methoden durch. Die Methoden erlaubten ein effizientes Füllen von Datenlücken, eine Abschätzung der signifikanten Belastungen und ein direktes Überführen in die drei Risiko Kategorien. Die einzelnen Vorgehensweisen und Einstufungen werden nachfolgend beschrieben.

Bei einer uferbezogenen Ausweisung der Daten wurde das jeweils schlechtere Ergebnis übernommen. Die Heterogenität der in Österreich verfügbaren ökomorphologischen Kartierungen machte eine Anpassung an ein Rahmenrichtlinien-kompatibles 5-stufiges Schema erforderlich (Tabelle M-2.3.3-2). Im Falle von 4-stufigen Schemata (mit 3 Zwischenklassen) wurde die Transformation nach fachlicher Abstimmung und Sinnhaftigkeit vorgenommen.

Tabelle M-2.3.3-1: Transformation des 7-stufigen Schemas für Strukturgüteehebungen auf das 5-stufige Schema nach WRG 1959 und EU WRRL

7-stufiges Schema	5-stufiges Schema
1	1
1-2	
2	2
2-3	
3	3
3-4	4
4	5

Bei der Datensammlung wurden - soweit plausibel - bis in die 80er Jahre zurückreichende Studien berücksichtigt. Bei Vorliegen mehrerer Datensätze für ein Gewässer wurde der jeweils jüngere berücksichtigt. Es wurden keine empirischen Aufnahmen im Rahmen der Arbeiten durchgeführt. Im Fall einzelner Bundesländer wurden laufende Kartierungen räumlich und inhaltlich abgestimmt.

Wie bereits erwähnt, wurde für das Bundesland Salzburg eine Bewertung aus einer im Jahr 2003 durchgeführten hydromorphologischen Gewässerkartierung übernommen und der Bewertung zugeführt. Die übermittelten Daten beinhalteten keine Grunddaten sondern bereits die Belastungsbeurteilung. Um eine Österreichweit einheitliche Vorgangsweise bei der Darstellung der signifikanten hydromorphologischen Belastungen für den vorliegenden Bericht der IST-Bestandsanalyse zu ermöglichen, wurden aus folgenden Datenkategorien Werte für

- Belastungen durch Änderung der Fließgewässerregion (keine/signifikante Belastung) und
- Belastungen durch flussbauliche Maßnahmen (keine/geringe/signifikante Belastung)

übernommen und in das 5-stufige Bewertungsschema übersetzt (Tabelle M-2.3.3-2):

Tabelle M-2.3.3-2: Transformation des Bewertungsschemas des Bundeslandes Salzburg auf das 5-stufige Bewertungsschema

Salzburger Bewertung			5-stufiges Schema
Belastung durch Änderung der Fließgewässerregion	keine	Belastung	1
	signifikante		> 2
Belastung durch flussbauliche Maßnahmen	keine	Belastung	1
	geringe		2
	signifikante		> 2

Für Werte größer als 2, gemäß 5-stufigem Schema, wurde – um eine zielorientierte, einheitliche und plausible Belastungsanalyse zu gewährleisten – der Wert 4 vergeben. Es wurde der jeweils schlechtere Wert aus den beiden Kategorien übernommen.

Vom Bundesland Tirol wurden Strukturgütedaten zur Verfügung gestellt, die bereits in einem 5-stufigen Schema bewertet waren. Somit entfiel das nachfolgende beschriebene Transformationschema für dieses Bundesland.

Einige Bundesländer führten zum Füllen von Datenlücken bezüglich Gewässermorphologie eine Screening-Methode durch. Die Ergebnisse dieser Methoden bestanden entweder aus zwei oder drei stufigen Belastungsklassen. Um eine Bewertung der Belastungssignifikanz zu ermöglichen wurden diese jeweiligen Belastungsklassen in ein einheitliches Schema für Screening-Methoden übersetzt. Das Schema besteht aus drei Kategorien und ist in Tabelle M-2.3.3-3 dargestellt.

Tabelle M-2.3.3-3: Die drei Kategorien des einheitlichen Schemas, in welches die einzelnen Ergebnisse der morphologischen Screening Methoden einiger Bundesländer übertragen wurden.

Kategorie	Strukturelle Veränderung
Kategorie 1	gering verändert
Kategorie 2	verändert
Kategorie 3	stark verändert

Auf Grund der gravierenden Datenlücken bezüglich der hydromorphologischen Belastungen der Oberflächengewässer in **Oberösterreich** wurde im Rahmen der Überprüfung der IST-Bestandsanalyse eine umfangreiche Nacherfassung durchgeführt. Dabei wurden für jene Gewässer für die ein so genannter „Wehrkataster“ vorlag die Daten zu Längs- und Querbauwerken übernommen. Alle übrigen Gewässer mit einem Einzugsgebiet > 100km² wurden bezüglich der Gewässermorphologie und der Querbauwerke durch Begehungen und durch Auswertungen vorhandener Studien oder auf Basis von Ortskenntnissen nach erfasst.

Die relevanten Querbauwerke wurden entsprechend der vorgegebenen Signifikanzkriterien erfasst und gingen in den Datensatz ein. Für die strukturellen Bewertungen wurden die Gewässer in 500 m Abschnitte unterteilt und auf Basis vorhandenen Wissens sowie zusätzlicher Erhebungen bewertet. Soweit Erhebungen nach Werth vorhanden waren, wurden diese als Basis verwendet und bekannte Abweichungen berücksichtigt. Für die einzelnen Abschnitte wurde im Anschluss eine Belastungsanalyse nach der vorgegebenen Methode durchgeführt. Dafür bildeten fünf morphologische Güteklassen die Grundlage (siehe Tabelle M-2.3.3-4). Nach der Bewertung der morphologischen Klassen wurde - nach den in Tabelle M-2.3.3-5 beschriebenen Kriterien - den drei Belastungs- bzw. Risikokategorien zugeordnet.

Tabelle M-2.3.3-4: Die fünf morphologischen Güteklassen der oberösterreichischen Screening-Methode

Morphologiekategorie	Beschreibung
I	Die Uferlinien sind, soweit bekannt bzw. rekonstruierbar, im natürlichen Zustand erhalten, vereinzelt kleinräumige Verbauungen an Prallufer oder Uferanbrüchen. Fehlen Ufergehölze so ist in Klasse 2 einzustufen.
II	Die Uferlinien sind weitgehend im natürlichen Zustand erhalten, aber immer wieder über kurze Strecken verbaut. Der Gewässerlauf ist insgesamt nicht wesentlich verändert.
III	Die Uferlinien sind fast durchgehend anthropogen überformt und nur von kurzen, unverbauten Abschnitten unterbrochen. Meist ist auch der Lauf verändert (verkürzt), was zu einer Änderung der Gewässertyps führen kann.
IV	Die Uferlinien sind durchgehend verbaut, zusätzlich ist eine Sohlstabilisierung durch Sohlgurte und/oder Sohlpflasterung vorhanden.
V	Das Gewässer ist verrohrt bzw. liegt in einem geschlossenen Kastenprofil

Tabelle M-2.3.3-5: Die fünf morphologischen Güteklassen der oberösterreichischen Screening-Methode

Belastungsklasse	Beschreibung
Belastungsklasse 1 – kein Risiko	Weniger als 30% des Abschnittes ist schlechter als die Klasse 2 des Bewertungsschemas (Tabelle 2.14)
Belastungsklasse 2 – Risiko nicht einstuftbar	30% - 70% des Abschnittes ist schlechter als Klasse 2 des Bewertungsschemas (Tabelle M-2.3.3-4)
Belastungsklasse 3 – Risiko	Mehr als 70% des Abschnittes sind schlechter als Klasse 2 oder mehr als 30% sind schlechter als Klasse 3 des Bewertungsschemas (Tabelle M-2.3.3-4)

Um die Darstellung der signifikanten hydromorphologischen Belastungen für den vorliegenden Bericht der IST-Bestandsanalyse zu ermöglichen, wurden die drei Belastungsklassen in das 3-stufige Schema für Screening-Methoden (gering verändert, verändert, stark verändert) transformiert. Die Bewertungen der Belastungsklasse 1 wurden der Kategorie gering verändert zugeordnet und Bewertungen der Belastungsklasse 3 der Kategorie stark verändert. Die Transformation ist in Tabelle M-2.3.3-6 dargestellt.

Tabelle M-2.3.3-6: Transformation des Bewertungsschemas der oberösterreichischen Screening-Methode auf das 3-stufige Bewertungsschema (gering verändert, verändert, stark verändert).

Bewertung Strukturgüte	Transformation in 3-stufiges Schema für Screening Methoden
Belastungsklasse 1 – kein Risiko	1 (gering verändert)
Belastungsklasse 2 – Risiko nicht einstuftbar	2 (verändert)
Belastungsklasse 3 – Risiko	3 (stark verändert)

Für die Darstellung der Signifikanz wurden die drei Belastungsklassen einem 3-stufigen Schema für Screening Methoden (siehe Tabelle M-2.3.3-6) zugeordnet.

Niederösterreich führte für Wasserkörper mit einem Einzugsgebiet > 100 km², die nicht im Zuge der landesweiten Strukturgüteehebung (NÖMORPH) erhoben worden sind und für die demnach keine Strukturinformationen für die Risikoabschätzung vorlagen, ebenfalls Erhebungen mittels einer Screening Methode durch. Die Abschätzung beruht auf Expertenkenntnis der Gewässer oder erforderlichenfalls auf durchgeführten Begehungen und bezieht sich neben der Strukturgüte auf die Parameter Querbauwerke, Staue und Restwasser. Für die Bewertung der Strukturgüte wurden zwei Klassen eingeführt:

- Belastungsklasse 1: strukturell dominant, naturnah
- Belastungsklasse 2: strukturell dominant, naturfern

Lagen keine eindeutigen Datenhinweise oder Expertenkenntnisse vor, wurde der jeweilige Parameter auf 2 (Einstufung nicht möglich) gesetzt.

Um eine einheitliche Vorgangsweise bei der Darstellung der signifikanten hydromorphologischen Belastungen für den vorliegenden Bericht der IST-Bestandsanalyse zu ermöglichen, wurden diese zwei Kategorien in das 3-stufige Schema für Screening-Methoden (gering verändert, verändert, stark verändert) transformiert. Die Bewertungen der Belastungsklasse 1 wurden der Kategorie gering verändert zugeordnet und Bewertungen der Belastungsklasse 2 der Kategorie stark verändert. Die Transformation ist in Tabelle M-2.3.3-7 dargestellt.

Tabelle M-2.3.3-7: Transformation des Bewertungsschemas der niederösterreichischen Screening-Methode auf das 3-stufige Bewertungsschema (gering verändert, verändert, stark verändert).

Bewertung Strukturgüte Niederösterreich	Transformation in 3-stufiges Schema für Screening Methoden
Strukturell dominant naturnah	1 (gering verändert)
Strukturell dominant naturfern	3 (stark verändert)

Bei wenigen Fließgewässerabschnitten lag auch nach der Länderüberarbeitung keine ökomorphologische Bewertung vor. In diesen Fällen wurden die Bewertungsergebnisse aus den Studien von Muhar et al. (1996, 1998) „Ausweisung flusstypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich“ herangezogen, in der Gewässer > 500 km² hinsichtlich der Abweichung der hydromorphologischen Parameter vom jeweiligen Gewässertyp bewertet wurden. Die Bewertungen der Studie (Kategorie A und B sowie ausgeschieden) wurden in das 3-stufige Schema der Screening-Methode übernommen (siehe Tabelle M-2.3.3-8) und in Folge die Signifikanz nach demselben Vorgehen festgelegt (Kapitel 2.3.2).

Tabelle M-2.3.3-8: Transformation der Bewertungsergebnisse nach Muhar auf das 3-stufige Bewertungsschema (gering verändert, verändert, stark verändert).

Bewertung Strukturgüte Niederösterreich	Transformation in 3-stufiges Schema für Screening Methoden
Kategorie A	1 (gering verändert)
Kategorie B	2 (verändert)
Kategorie ausgeschieden	3 (stark verändert)

c. Querbauwerke – Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums

Basis für die Ausweisung eines Querbauwerkes als Kontinuumsunterbrechung im vorliegenden Bericht ist die Passierbarkeit für die standorttypische Fischfauna. Die morphologischen Beeinträchtigungen, die in Zusammenhang mit Querbauwerken auftreten können, sind üblicherweise entweder durch die Strukturgüteehebungen (ökomorphologische Bewertungen) oder im Rahmen

der Staukartierungen miterfasst. Querbauwerke - als potentielle Wanderungs-hindernisse - fließen mit den folgenden Attributen in die Auswertungen ein:

- Querbauwerke ohne Angabe zur Fischpassierbarkeit,
- Querbauwerke mit Angabe hinsichtlich nicht gegebener Fischpassierbarkeit,
- Querbauwerke ohne Höhenangabe,
- Querbauwerke mit einer Höhe > 30 cm bei Oberflächenwasserkörpern, die in den Seehöhenklassen bis 200 m, 200 – 500 m und 500 – 800 m liegen (Klassifizierung entsprechend dem Bund-Bundesländer-Arbeitspapier „Typisierung der österreichischen Fließgewässer im Sinne der Vorgaben des Anhangs II der WRRL“ 2002), und
- Querbauwerke mit einer Höhe > 70 cm bei Oberflächenwasserkörpern, die in den Seehöhenklassen 800 -1.500 m und > 1.500 m zu zuordnen sind (Klassifizierung entsprechend dem Bund-Bundesländer-Arbeitspapier „Typisierung der österreichischen Fließgewässer im Sinne der Vorgaben des Anhangs II der WRRL“ 2002).

Es ist zu betonen, dass in den vorliegenden Kartendarstellungen ausdrücklich als fischpassierbare Querbauwerke gekennzeichnete Kontinuumsunterbrechungen bzw. solche, die geringere Höhen als die Schwellenwerte aufweisen, in die Gefährdungsabschätzung nicht miteinbezogen wurden, da davon ausgegangen wird, dass sie mit einem „guten ökologischen Zustand“ vereinbar sind. Es werden also nur jene Querbauwerke berücksichtigt, welche nach momentanem Wissensstand eine potentielle Belastung für Gewässer darstellen und als signifikant bewertet werden können. Daher gehen derzeit lediglich Querbauwerke in die Bewertungen ein, die nicht fischpassierbar sind.

Die Fischpassierbarkeit wurde nach folgenden Gesichtspunkten beurteilt:

- Bewertungen der Fischpassierbarkeit in den Originaldatensätzen wurden unverändert übernommen und hatten den Vorrang vor dem nachstehenden Bewertungsschema.
- Bei Fehlen einer Bewertung durch die Datenlieferanten wurden die folgenden drei Parameter herangezogen:
 - Fischaufstiegshilfe vorhanden (ja / nein / unbekannt)
 - Durchlässigkeit aufgrund der Bauweise (ja / nein / unbekannt). Dieser Parameter trägt vor allem Bauwerken mit großer Höhe, nicht vorhandener Fischaufstiegshilfe und aufgelöster Bauweise Rechnung (z.B. aufgelöste Blocksteinrampen – „Schaubergerrampen“)
 - Höhe des Bauwerkes

Diese Parameter wurden dem nachstehenden Auswertungsschema unterzogen (Abbildung M-2.3.3-1):

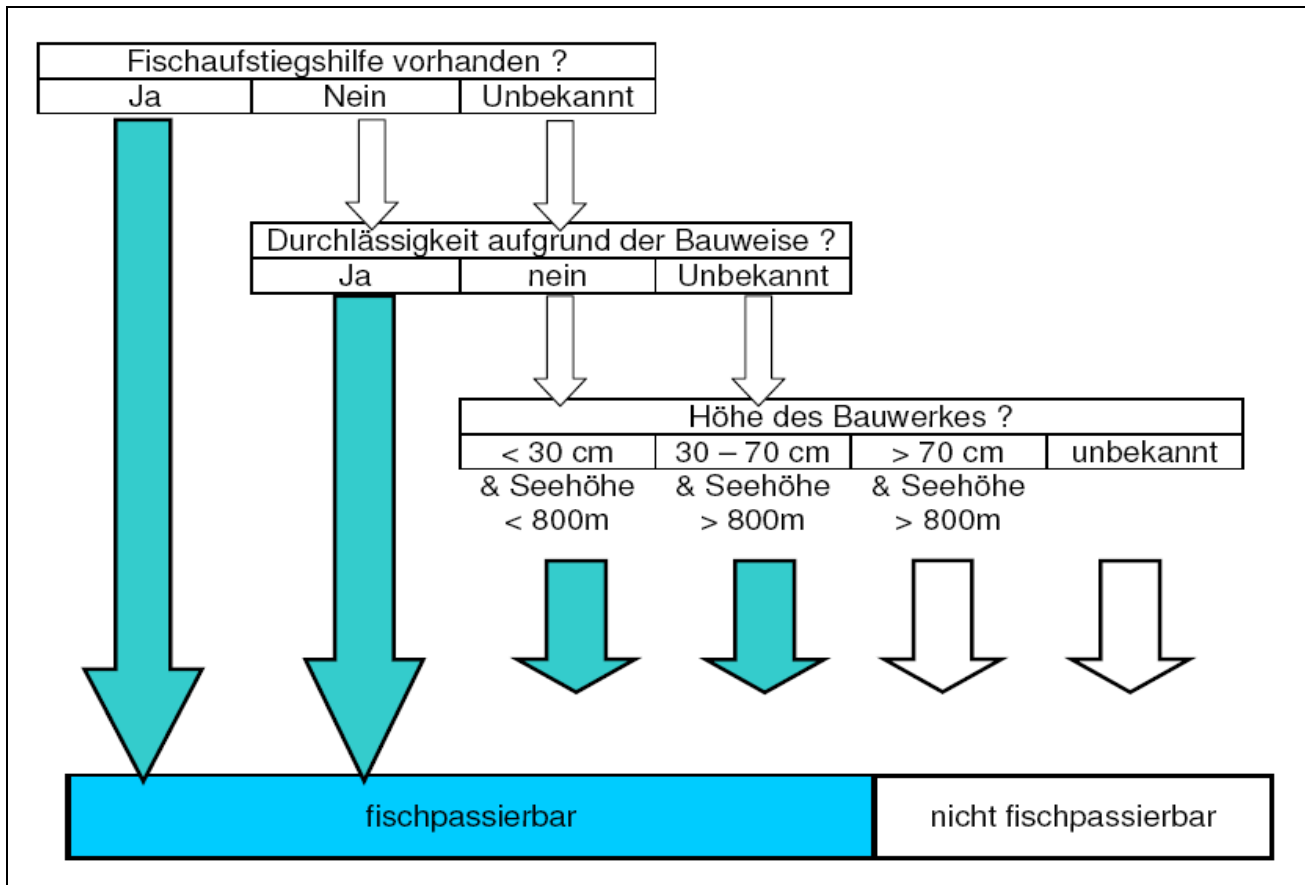


Abbildung 2.3.3-1: Auswertungsschema für die Fischpassierbarkeit von Querbauwerken

Speicherseen- anthropogen bedingte Wasserspiegelschwankungen

Die Zuordnung der stehenden Gewässer als künstlicher Speichersee oder energiewirtschaftlich genutztes natürliches stehendes Gewässer inkl. der Daten über die maximalen und minimalen Wasserspiegellagen sind der Studie von WOLFRAM (2004) entnommen.

2.3.4. Kartendarstellung

Die Ergebnisse der Auswertungen von erhobenen hydromorphologischen Belastungen sind pro Planungsraum in jeweils drei thematischen Karten mit folgenden Titeln dargestellt:

1. Belastungen von Oberflächengewässern – Eingriffe in die Gewässerhydrologie (Wasserentnahmen, Schwellbetrieb und Stauhaltungen),
2. Belastungen von Oberflächengewässern – nicht fischpassierbare Querbauwerke, und
3. Belastungen von Oberflächengewässern – Eingriffe in die Gewässermorphologie

In diesen thematischen Karten werden die jeweiligen Belastungen als Punkt- oder Streckendarstellung (je nach Typ der Belastung) visualisiert. Neben den Belastungsdarstellungen werden auch unbelastete Wasserkörper kartographisch klar erkennbar.

ad 1 – Karte „Belastungen von Oberflächengewässern – Eingriffe in die Gewässerhydrologie (Wasserentnahmen, Schwallbetrieb und Stauhaltungen)“:

Diese Karte beinhaltet folgende Belastungskomponenten:

- Wasserentnahmen hinsichtlich Restwasser
- Schwallstrecken
- Staustrecken

Die einzelnen Belastungen wurden nach den oben vorgestellten Signifikanzkriterien behandelt und wurden in den Karten bzw. Kartenlegenden wie folgt dargestellt:

Restwasser:

- Restwasserdurchfluss unbekannt
- $MQ_{\text{RESTWASSER}} < MJNQ_T$ oder $NQ_T_{\text{RESTWASSER}} < NQ_T_{\text{NATÜRLICH}}$
- $MQ_{\text{RESTWASSER}} > MJNQ_T$ oder $NQ_T_{\text{RESTWASSER}} > NQ_T_{\text{NATÜRLICH}}$

Schwall:

Länge der belasteten Strecke bekannt

- Verhältnis Sunk zu Schwall unbekannt
- Verhältnis Sunk zu Schwall $> 1:5$
- Verhältnis Sunk zu Schwall $< 1:5$

Stau:

- Große Staueen $> 0,5 \text{ km}^2$ (gestaute Fließgewässer mit Seencharakter)
Darunter sind jene Fließgewässer zu verstehen, die auf Grund der Wasserkraftnutzung aufgestaut wurden und nunmehr einen Seecharakter aufweisen.
- Laufstau $> 500 \text{ m}$ werden als dicke graue Linien dargestellt

Stehende Gewässer:

In der Karte werden jene stehenden Gewässer dargestellt, die auf Grund energiewirtschaftlicher Nutzung signifikante Wasserspiegelschwankungen aufweisen (Differenz der minimalen und maximalen monatlichen Wasserspiegellagen $> 1 \text{ m}$).

Zusätzlich enthält die Karte die Darstellung der künstlichen Hochgebirgsspeicher.

Strecken ohne Erhebungen:

Strecken ohne Erhebungen sind in diesen Belastungskarten deutlich als blaue Linien mit einer Strichstärke je nach Einzugsgebietsgröße zu erkennen.

ad 2 – Karte “Belastungen von Oberflächengewässern – nicht fischpassierbare Querbauwerke“:

In den Belastungskarten werden lediglich die Querbauwerke dargestellt, die nicht fischpassierbar sind. Die identifizierten Querbauwerke werden in drei Kategorien klassifiziert:

- Kraftwerke
- Sonstige - diese Kategorie beinhaltet keine Kraftwerksanlagen. Zu der Kategorie „Sonstige“ zählen z.B. schutzwasserwirtschaftliche Absturzbauwerke, Sohlschwellen, etc.
- Typ unbekannt - diese Kategorie kann Kraftwerksanlagen beinhalten

ad 3 – Karte „Belastungen von Oberflächengewässern – Eingriffe in die Gewässermorphologie“:

Diese Karten beinhalten für jeden Planungsraum die Komponente **Strukturelle Veränderungen**

- basierend auf ökomorphologischen Erhebungen und
- basierend auf Erhebungen Screening-Bewertungen einiger Länder

Bezüglich der ersteren sind als Quelle die Ämter der Landesregierungen angeführt. Die Darstellung erfolgt in den nach WRRL entsprechenden Farben des 5-stufigen Bewertungsschemas, wobei die Bewertungsstufen wie folgt lauten:

1. Nicht verändert (1),
2. Wenig verändert (2),
3. Mäßig verändert (3),
4. Stark verändert (4), und
5. Sehr stark verändert (5).

Im Falle von fehlenden Strukturgütedaten führten einige Länder (z.B. Oberösterreich und Niederösterreich) im Rahmen der Überprüfung der IST-Bestandsanalyse eine Bewertung der Belastungssituation nach entwickelten Screening-Methoden durch. Folgende Kategorien wurden dargestellt:

1. gering verändert,
2. verändert, und
3. stark verändert .

Stau:

Große Stauseen > 0,5 km² Fläche (gestaute Fließgewässer mit Seencharakter)

Darunter sind jene Fließgewässer zu verstehen, die auf Grund der Wasserkraftnutzung aufgestaut wurden und nunmehr einen Seecharakter aufweisen.

Laufstau länger als 500 m werden als dicke graue Linien dargestellt

Stehende Gewässer:

In der Karte werden jene stehenden Gewässer dargestellt, die auf Grund intensiver energiewirtschaftlicher Nutzung hohe Wasserspiegelschwankungen aufweisen (Differenz der minimalen und maximalen monatlichen Wasserspiegellagen > 1 m).

Strecken ohne Erhebungen:

Strecken ohne Erhebungen sind in diesen Belastungskarten deutlich als blaue Linien mit einer Strichstärke je nach Einzugsgebietsgröße zu erkennen.

2.3.5. Sonstige anthropogene Belastungen

Als sonstige anthropogene Belastungen, die eine Zielerreichung gefährden könnten, wurden im Zuge der vorliegenden IST-Bestandsanalyse grundsätzlich alle relevanten Themenbereiche hinterfragt:

- Freizeitnutzungen,
- Fischerei,
- Strahlenbelastungen,
- Neobiota, und
- Klimawechsel.

2.4. Abschätzung der Auswirkungen von signifikanten Belastungen auf Oberflächengewässer

Wie in Kapitel 2 beschrieben ist die Risikoabschätzung für die IST-Bestandsanalyse in Österreich ein 3-Stufen Prozess und Ergebnis der Belastungs- und Auswirkungsabschätzung. Anhand beider Komponenten wird durch festgelegte Belastungs- bzw. Auswirkungskriterien abgeschätzt, ob in einem konkreten Wasserkörper die definierten Umweltqualitätsziele möglicherweise verfehlt werden. In der dritten und letzten Stufe der Risikoanalyse (siehe Abbildung M-2-3) werden alle

Wasserkörper mit überschrittenen Signifikanzkriterien klar einer der drei Risikokategorien („kein Risiko“, „Risiko nicht einstuftbar“ oder „Risiko“) zugeordnet.

Hinsichtlich der chemischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätsparameter unterscheiden sich die Signifikanzkriterien der Belastungen von jenen der Auswirkungen. Die Belastungstypen werden mit Kriterien versehen und deren Signifikanz wird ermittelt (z.B. jede Kläranlage > 2000 EW_{60} ist eine signifikante Belastung). Durch die Auswirkungskriterien wird abgeschätzt, ob sich diese signifikante Belastung tatsächlich auf den Zustand auswirkt und bezieht sich daher klar auf die Immissionssituation eines Gewässers – bei Überschreiten des Signifikanzwertes im Gewässer wird eine Auswirkung identifiziert und dem Wasserkörper wird im nächsten Schritt ein Risiko zugeordnet (z.B. der festgelegte Grenzwert für eine prioritäre Substanz, eingeleitet durch eine Kläranlage > 2000 EW_{60} , wird überschritten. Nun wird die Signifikanz der Belastung bestätigt, da eine tatsächliche Auswirkung besteht. Der Wasserkörper befindet sich im Risiko).

Die Auswirkungen hydromorphologischer Belastungen im Gewässer werden ebenfalls durch die Festlegung von Signifikanzkriterien abgeschätzt, wobei sich die im Kapitel 2.3.2 angeführten Signifikanzkriterien der Belastungen in den meisten Fällen nicht von jenen der Auswirkungen unterscheiden. Eine Belastung wurde dann als signifikant definiert, wenn sie sich negativ auf das Ökosystem der Gewässer auswirkt. Zur **Abschätzung des Risikos** - ob ein konkreter Gewässerabschnitt (Wasserkörper) auf Grund signifikanter Auswirkungen und Belastungen den „guten Zustand“ möglicherweise verfehlt – wurden in Folge eigene Risikokriterien definiert. Beide Komponenten – Belastungen und Auswirkungen – gehen in die Risikoabschätzung ein. Nähere Erläuterungen und Ausführungen zu den Risikokriterien finden sich im Kapitel 2.5 (Gefährdungsabschätzung).

Auf Grund dieses Vorgehens werden in diesem Kapitel lediglich die Auswirkungskriterien für die chemischen und physikalisch-chemischen Qualitätsparameter angeführt.

Abbildung M-2.4-1 gibt eine Übersicht über die Unterschiede bzw. Zusammenhang zwischen hydromorphologischen Belastungen und deren Auswirkungen.

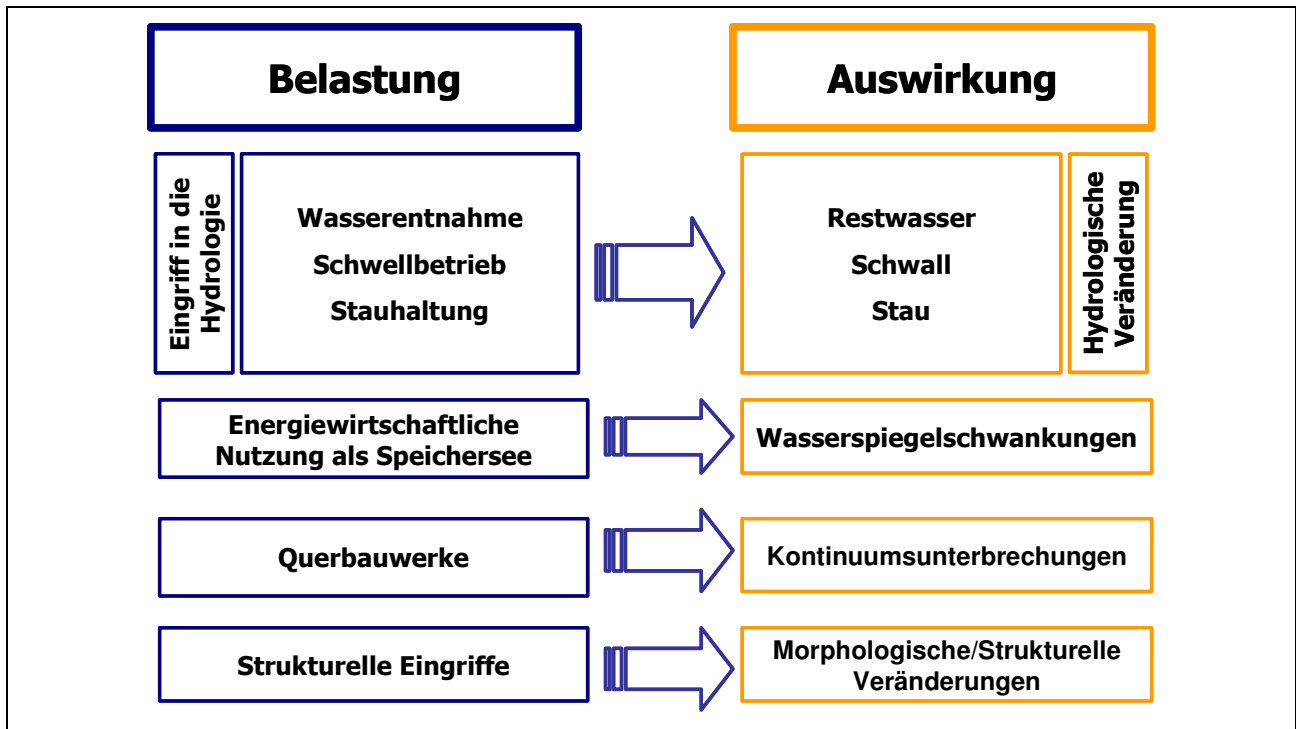


Abbildung M-2.4-1: Hydromorphologische Belastungen und deren Auswirkungen

2.4.1. Voraussetzungen für die Auswirkungsanalyse (chemische Schadstoffe, allgemein chemisch-physikalische Komponenten und biologische Gewässergüte)

Die Grundlage der wasserwirtschaftlichen Planung bildet nach § 59 WRG 1959 das Wasserinformationssystem Austria (WISA). Dieses dient insbesondere der Erstellung von Karten, Tabellen und Texten über die Überwachung des Gewässerzustandes (§ 59 Abs.3 Z1 WRG 1959), den Überblick über die signifikanten Belastungen (§§ 59 Abs.3 Z3 und 59a WRG 1959) und die Analyse der Auswirkungen dieser Belastungen auf den Gewässerzustand (§ 59 Abs.3 Z4 WRG 1959). Auf der Basis der Analyse der Auswirkungen sind nach § 59d WRG 1959 Überwachungsprogramme zu erstellen. Diese müssen jene Parameter umfassen, die zur Beschreibung jeder Qualitätskomponente eines Oberflächenwasserkörpers kennzeichnend sind (§ 59d Abs.2 WRG 1959). Die routinemäßig durchzuführenden Überwachungsprogramme bestehen aus der überblicksweisen Überwachung (§ 59e WRG 1959) und der operativen Überwachung (§ 59f WRG 1959). Ergänzend ist eine Überwachung zu Ermittlungszwecken im Rahmen der Gewässeraufsicht durchzuführen (§ 59g WRG 1959).

Das WISA befindet sich derzeit im Aufbau. Grundlage dafür bilden die von den Bundesländern erarbeiteten Arbeitspapiere und Vorschläge. Dabei wurden insbesondere die von der Europäischen Kommission veröffentlichten Leitfäden „Analysis of Impact and Pressures“ und „Monitoring“ berücksichtigt. Die Analyse der Auswirkungen der Belastungen wurde gemeinsam

von Bund und Bundesländern durchgeführt. Im Weiteren wird zunächst allgemein auf das Messstellennetz an Oberflächengewässern näher eingegangen. Anschließend wird die Analyse der Auswirkungen chemischer Schadstoffe auf Oberflächengewässer im Detail beschrieben.

2.4.2. Messstellennetz an Oberflächengewässern

Seit 1991 wird im Zuge der Wassergüteehebungsverordnung (WGEV BGBl 338/1991 idF. BGBl. II 415/2000) die Güte der österreichischen Grundwässer und Oberflächengewässer nach einheitlichen Kriterien untersucht. Die fachliche und administrative Umsetzung des Untersuchungsprogramms erfolgt durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt und den Ämtern der Landesregierungen.

Sämtliche Leistungen werden öffentlich bzw. EU-weit ausgeschrieben; die Daten werden durch ein strenges Qualitätssicherungssystem bestmöglich abgesichert.

Im Rahmen der Erhebungen werden bis zu 100 chemisch-physikalische Parameter analysiert. Seit Juli 1998 wird die Wasserqualität an sämtlichen Fließgewässermessstellen mit einer Frequenz von mindestens 12 mal pro Jahr untersucht. An ausgewählten Messstellen wie z.B. an der Donau und an Grenzgewässern wird die Untersuchungshäufigkeit bis zu 24 mal pro Jahr ausgeweitet, um vor allem besser abgesicherte Frachtabschätzungen durchführen zu können. Sedi-mentuntersuchungen und biologische Gewässergüteuntersuchungen erfolgen einmal pro Jahr. Darüber hinaus besteht bei Bedarf auch die Möglichkeit zu sogenannten „Sonderbeobachtungen“, die auch in der WGEV nicht angeführte chemische Parameter abdecken sollen.

Das nationale Fließgewässer-Messnetz war im Wesentlichen auf die Erfassung der Belastungsschwerpunkte ausgelegt, es umfasste bis 2003 insgesamt 242 Messstellen an den maßgeblichen Gewässern Österreichs. Im Zuge der Anpassung an die Erfordernisse der WRRL, die einen kohärenten Überblick über die Gewässer fordert, wurde in Zusammenarbeit mit den Bundesländern ein modifiziertes Messnetz entwickelt. Bei der Erstellung des Messnetzes wurde insbesondere darauf geachtet, eine repräsentative Erhebung des Gewässergütezustandes zu gewährleisten, d.h. insbesondere auch eine entsprechende Anzahl von Messstellen mit einem sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand aufzunehmen. Seit 2004 wird das erweiterte Messnetz mit zuletzt 382 Messstellen, untersucht. Entsprechend den Kriterien von §§ 59e und f WRG 1959 wurden Überblicksmessstellen festgelegt.

Für die in den beiden Kapiteln 2.4.3. und 2.4.4 beschriebene Analyse der Auswirkungen chemischer Belastungen wurde das modifizierte Messnetz, ergänzt durch alle bisher beprobten Messstellen der Wassergütererhebungsverordnung, herangezogen, da an diesen Messstellen langjährige Datenreihen vorliegen, und somit wichtige Informationen über den Gewässergütezustand vorhanden sind, die bei der Analyse der Auswirkungen Berücksichtigung finden sollten. Das gesamte betrachtete Messnetz umfasst 382 Messstellen und wird nachfolgend kurz als WGEV - Messnetz bezeichnet.

2.4.3. Auswirkung der Belastungen durch chemische Schadstoffe auf Oberflächengewässer

In diesem Abschnitt sollen folgende im Rahmen der Analyse der Auswirkungen untersuchte Aspekte näher behandelt werden:

- das Messnetz für chemische Schadstoffe,
- die Auswahl der chemischen Schadstoffe,
- die Beurteilungskriterien für die Einstufung der Messstellen, und
- die Abschätzung der Beeinträchtigung der Messstellen

Das Messnetz für chemische Schadstoffe

Zur Umsetzung der gesetzlich geforderten Überwachungsvorgaben für chemische Schadstoffe in Oberflächengewässern wurde vom Bund und den Bundesländern das Arbeitspapier „Überwachung der chemischen Parameter in Oberflächengewässern“ (Kurzbezeichnung: Strategiepapier „Überwachung“) ausgearbeitet. In dem Papier wird ein konkretes Überwachungskonzept für die überblicksweises und operative Überwachung entsprechend den Kriterien der §§ 59e und f WRG 1959 vorgeschlagen. Der Vorschlag geht von dem bundesweit eingerichteten Messstellennetz für Oberflächengewässer gemäß Wassergütererhebungsverordnung BGBl Nr. 338/1991 idF. BGBl. Nr. II 415/2000 aus. In Zusammenarbeit mit den Bundesländern wurde vom BMLFUW ein modifiziertes Messnetz entwickelt, das 382 Messstellen umfasst. Davon bilden 32 Messstellen das für die chemischen Schadstoffe vorgesehene Überblicksmessnetz, die übrigen Messstellen sind für die operative Überwachung der Schadstoffe vorgesehen. Für die im folgenden beschriebene Analyse der Auswirkungen chemischer Belastungen wurde, wie bereits in Kapitel 2.4.2 ausgeführt, das modifizierte Messnetz, ergänzt durch alle bisher beprobten Messstellen der Wassergütererhebungsverordnung, herangezogen (WGEV – Messnetz mit 382 Messstellen).

Um für die IST-Bestandsanalyse möglichst umfangreiche Kenntnisse über den aktuellen Gewässerzustand zu erhalten, wurde mit dem überblicksweisen Messprogramm bereits 2003 begonnen.

Zum Jahresende 2004 lagen für alle relevanten Schadstoffe Ergebnisse des überblicksweisen Monitoring vor.

Auswahl der chemischen Schadstoffe

Die Überwachung muss nach § 59d Abs.2 WRG 1959 alle für die Beschreibung der Oberflächenwasserkörper kennzeichnenden Qualitätskomponenten enthalten. Im Strategiepapier „Überwachung“ wurde, basierend auf einer Studie des Umweltbundesamtes, ein konkreter Vorschlag für die für Österreich relevanten, routinemäßig zu überwachenden, chemischen Schadstoffe ausgearbeitet. Diese umfassen folgende Stoffgruppen:

- Stoffe der Liste 1 gemäß EU Richtlinie 76/464/EWG,
- Prioritäre Stoffe gemäß Anhang X der EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG, und
- Sonstige spezifische Schadstoffe (synthetische und nicht-synthetische Schadstoffe) gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie.

Die Listen mit den einzelnen Stoffen bzw. Stoffgruppen sind im Band „Anhang - Tabellen“ in Tabelle A-5.2.5-1 angeführt.

Die ersten beiden Stoffgruppen bilden nach den Definitionen der Wasserrahmenrichtlinie Komponenten des „chemischen Zustands“ (für die prioritären Stoffe gilt dies streng genommen erst nach Festlegung von gemeinschaftlichen Umweltzielen). Die dritte Gruppe bildet nach der Definition der Wasserrahmenrichtlinie die chemischen Qualitätskomponenten des „ökologischen Zustands“ und ist von den Mitgliedstaaten selbständig zu erstellen, wobei die Relevanz der Schadstoffe für die jeweiligen nationalen Gewässer zu beachten ist. Details über die Auswahl dieser Stoffe sind dem Strategiepapier „Überwachung“ zu entnehmen.

Beurteilungskriterien für die Einstufung der Messstellen

Der Zielzustand für Oberflächengewässer ist gemäß § 30a Abs.1 WRG 1959 der gute ökologische bzw. gute chemische Zustand. Dieser ist nach § 30a Abs.2 WRG 1959 für die oben genannten chemischen Schadstoffe dann erreicht, wenn diese die Umweltqualitätsnormen erfüllen, die nach den Anhängen E und F WRG 1959 festzulegen sind. Diese Festlegung ist durch eine Verordnung nach § 30a Abs.2 WRG 1959 zu treffen. Als Grundlage für diese Verordnung wurde vom Bund und den Bundesländern das Arbeitspapier „Qualitätsziele für chemische Stoffe in Oberflächengewässern“ (Kurzbezeichnung: Strategiepapier „Qualitätsziele“) vorgelegt, das für die betrachteten Stoffe Vorschläge für Umweltqualitätsnormen enthält. Diese Vorschläge beruhen auf einem ökotoxikologischen Gutachten, das im Auftrag des BMLFUW durchgeführt wurde. Die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen ist nach den Vorschlägen des Strategiepapiers durch jährliche Messung und Vergleich mit dem arithmetischen Jahresmittelwert zu prüfen. Details über die

Festlegung der Umweltqualitätsnormen, über analytische Vorgaben und die Auswertung von Daten unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze sind dem Strategiepapier „Qualitätsziele“ zu entnehmen. Eine Liste der ausgewählten Stoffe und der vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen findet sich in der Tabelle am Ende dieses Kapitels.

Abschätzung der Beeinträchtigung der Messstellen

Die anthropogene Beeinträchtigung der einzelnen Messstellen kann grundsätzlich aufgrund von Messergebnissen und Vergleich mit den Umweltqualitätsnormen erfolgen. Für 16 der in Betracht stehenden Stoffe liegen flächendeckende Messdaten an allen WGEV-Messstellen aufgrund bisheriger Wassergüteehebungen vor. Für ca. 60 Stoffe liegen darüber hinaus Ergebnisse an den Überblicksmessstellen vor (Überblicksmessprogramm 2003/2004), an einzelnen weiteren Messstellen liegen Ergebnisse aus Sondermessprogrammen im Rahmen der Wassergüteehebung vor. Für die Mehrzahl der betrachteten Stoffe sind keine flächendeckenden Messdaten vorhanden. Für diese Stoffe muss das Ausmaß der Beeinträchtigung gemäß den konzeptuellen Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie durch eine Abschätzung der Auswirkungen der anthropogenen Belastungen auf den Gewässerzustand erfolgen. Vom BMLFUW wurde hierzu ein Abschätzungsverfahren entwickelt (Arbeitspapier „Risikoabschätzung für chemische Schadstoffe in Oberflächengewässern“), mit dem alle Messstellen für die in Betracht stehenden Schadstoffe danach eingestuft werden können, ob eine mögliche signifikante Beeinträchtigung vorliegt. Eine vereinfachte Darstellung dieses Verfahrens wird in der Abbildung M-2.4.3-1 gezeigt. Nachfolgend werden die wichtigsten Schritte dieses Verfahrens kurz beschrieben. Details hierzu können dem Arbeitspapier entnommen werden.

Die Abschätzung der Beeinträchtigung wurde für alle in Betracht stehenden Schadstoffe mit Ausnahme der folgenden Stoffe durchgeführt. Für C10-13-Chloralkane, Deltamethrin, Methoxychlor und Sulfide existiert derzeit kein geeignetes Messverfahren, um die vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen im Rahmen der überblicksweisen Überwachung bewerten zu können. Für Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe kann derzeit kein plausibles Qualitätsziel vorgeschlagen werden. Die Bewertung für diese Stoffe wird vorgenommen, sobald auf EU-Ebene klare Vorgaben bestehen, wie in diesen Fällen die Umweltqualitätsnormen abzuleiten und zu überwachen sind.

Für die übrigen Stoffe wurde das nachstehende Bewertungsverfahren auf alle Messstellen des WGEV-Messnetzes angewendet. Als Ergebnis konnten alle WGEV-Messstelle nach dem Grad ihrer Beeinträchtigung wie folgt klassifiziert werden:

- signifikante Beeinträchtigung (im Falle einer nachgewiesenen Überschreitung der Umweltqualitätsnorm) (Fall A),
- mögliche signifikante Beeinträchtigung (Fall B), und
- keine bzw. eine geringe Beeinträchtigung (Fall C).

Wie das abgebildete Ablaufschema zeigt, wurde zunächst geprüft, ob an der betreffenden Messstelle Immissionsmessdaten vorliegen. In diesem Fall wurden diese Daten nach den im Strategiepapier „Qualitätsziele“ festgelegten Kriterien ausgewertet. Dabei wurde für die Datenmittelung der gesamte Zeitraum 1998-2002, und soweit Daten verfügbar waren auch 2003, herangezogen und folgende Zuordnungen der Ergebnisse getroffen:

- Überschreitung der Umweltqualitätsnorm → Fall A,
- Überschreitung von 90% der Umweltqualitätsnorm → Fall B, und
- In allen anderen Fällen → Fall C.

Der Sicherheitsbereich von 10% bei der Einstufung der möglichen Signifikanz sollte vor allem berücksichtigen, dass Jahre mit schwankender Wasserführung auftreten können, die zu einer höheren Schadstoffkonzentrationen führen können. Für Pflanzenschutzmittel wurde aufgrund des stark saisonal schwankenden Einsatzes zur Einstufung ausnahmsweise nicht der Mittelwert, sondern der Maximalwert (bei Vorliegen von weniger als 10 Messdaten) bzw. der zweithöchste Werte (bei Vorliegen von 10 oder mehr Messdaten) herangezogen.

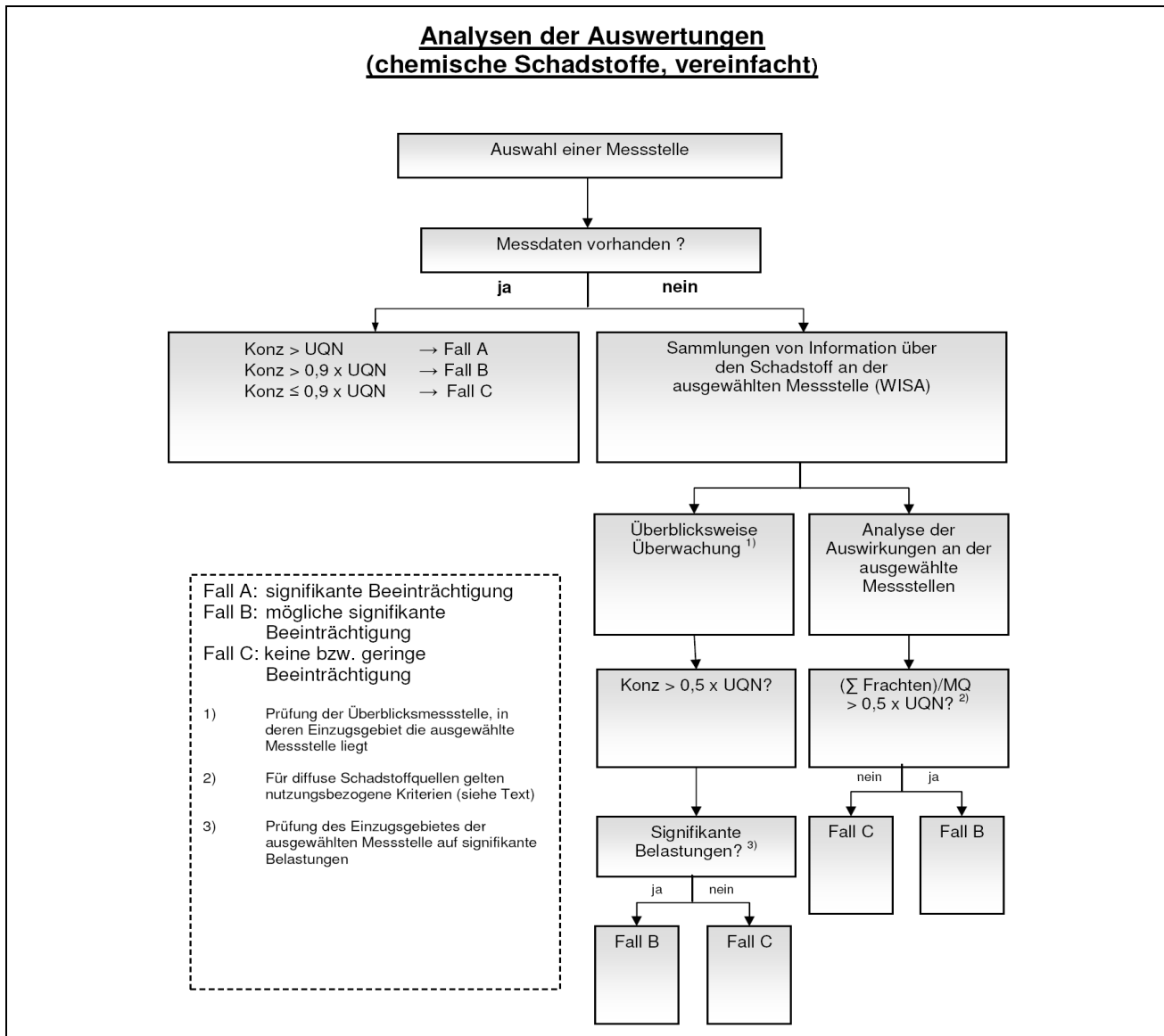


Abbildung M-2.4.3-1: Vorgangsweise bei der Abschätzung der Belastung der Messstellen

Falls für den betrachteten Stoff an der Messstelle keine Immissionsmessdaten vorlagen, wurden unabhängig voneinander zwei Prüfungen durchgeführt (siehe Abbildung M-2.4.3-1). Zum einen wurde die Beeinträchtigung der Messstelle aufgrund von Belastungen aus Punktquellen und aus diffusen Quellen abgeschätzt. Zur Erfassung der Belastungen wurden die nach Kapitel 2.2 gesammelten Informationen über punktuelle und diffuse Emissionen im Einzugsgebiet der betreffenden Messstelle herangezogen. Für Punktquellen wurde eine mittlere jährliche Schadstofffracht berechnet und mittels des mittleren jährlichen Abflusses an der betreffenden Messstelle eine erwartbare Konzentration ermittelt. Die Schadstofffrachten aus kommunalen bzw. industriellen Anlagen wurden aus den erhobenen Jahresabwassermengen und branchenspezifisch angesetzten Abwasserkonzentrationen (Emissionsfaktoren) abgeschätzt. Lagen einzelne Punktquellen im Einzugsgebiet der betreffenden Messstelle an Zubringern, für die Immissionsdaten vorhanden wa-

ren, wurden diese anstelle der Emissionsabschätzungen zur Frachtberechnung herangezogen. Alle berechneten Schadstofffrachten an der betrachteten Messstelle wurden aufsummiert.

Bei der Emissionsabschätzung von betrieblichen Einleitungen wurden nur jene Emissionsquellen (Branchen) betrachtet, für die nach der Studie des Umweltbundesamtes ein entsprechendes Freisetzungspotential zu erwarten ist. Industrielle Indirekteinleiter wurden in der Analyse über die Emissionsfaktoren, die für kommunale Kläranlagen angenommen wurden, erfasst. Die angesetzten Emissionsfaktoren können dem Arbeitspapier entnommen werden.

Die betrachtete Messstelle wurde aufgrund der abgeschätzten Konzentration wie folgt bewertet:

- Konzentration überschreitet 50 % der Umweltqualitätsnorm → Fall B, und
- in allen anderen Fällen → Fall C.

Der Sicherheitsfaktor von 50 % soll den Schätzunsicherheiten Rechnung tragen, insbesondere der Tatsache, dass bei der Abschätzung nur punktuelle (und keine allfälligen diffusen) Quellen des betreffenden Schadstoffes berücksichtigt werden und dass bei grenznahen Einzugsgebieten keine Informationen über punktuelle Schadstoffquellen außerhalb der Landesgrenze erfasst wurden.

Für Stoffe aus diffusen Schadstoffquellen (Pflanzenschutzmittel) wurde die Emissionsabschätzung aufgrund der nach Kapitel 2.2 erhobenen Informationen zur Bodennutzung im Einzugsgebiet der WGEV-Messstellen herangezogen. Lag der prozentuelle Nutzungsanteil relevanter Fruchtarten über folgendem von der LAWA vorgeschlagenen Schwellenwert, wurde der betreffenden Messstelle die Einstufung nach Fall B zugewiesen, andernfalls Fall C:

- Anteil Ackerfläche > 40 % und Anteil Hackfrüchte inkl. Mais > 20 % der Ackerfläche, und
- Anteil Ackerfläche > 40 % und Anteil Sonderkulturen > 5 % der Ackerfläche.

Das Ergebnis wurde unter Heranziehung von Messdaten an vergleichbaren Messstellen auf Plausibilität geprüft.

Diffuse Belastungen von Schwermetallen können vor allem von Verkehrsflächen und von (ehemaligen) Bergbaugebieten stammen. Da jedoch für Schwermetalle flächendeckend Immissionsmessdaten vorliegen, war eine Abschätzung über die Emissionen nicht erforderlich. Für die potentielle Belastung von Oberflächengewässern aus Altlasten wurde vom Umweltbundesamt eine Expertenabschätzung aufgrund der vorhandenen Daten aus der Altlastenerhebung nach den Kriterien des Strategiepapiers „Emissionen“ durchgeführt und Schadstoffe aus Altlasten, die eine

mögliche signifikante Beeinträchtigung der angrenzenden Oberflächengewässer darstellen, identifiziert.

Da bei der Emissionsabschätzung relativ grobe Näherungen gemacht werden müssen, wurde entsprechend dem abgebildeten Schema zur Kontrolle eine zweite Prüfung aufgrund der Ergebnisse der Überblicksüberwachung durchgeführt. Für rund 60 Stoffe lagen Messwerte von Jänner 2003 bis einschließlich September 2004 an allen Überblicksmessstellen vor und konnten für die Prüfung herangezogen werden. Für die Bewertung wurde der arithmetische Mittelwert der Konzentrationen (bei Pflanzenschutzmitteln wieder der Maximalwert bzw. der zweithöchste Wert) mit 50 % der vorgeschlagenen Umweltqualitätsnorm verglichen, wobei der Sicherheitsfaktor von 50 % vor allem der Verdünnung im Einzugsgebiet der Überblicksmessstelle Rechnung trägt. Ergab sich aus dieser Prüfung, dass die Konzentration an der Überblicksmessstelle über dem Bewertungskriterium lag, dann wurde jede Messstelle im Einzugsgebiet der Überblicksmessstelle als möglicherweise signifikant beeinträchtigt ausgewiesen (Fall B), sofern nicht aufgrund der Lage der Messstelle eine Schadstoffbelastung ausgeschlossen werden kann.

Hinsichtlich der **stehenden Gewässer** ist anzuführen, dass die Belastungssituation mit spezifischen Schadstoffen bis dato nur im Zuge etwaiger spezieller Studien, nicht jedoch im Rahmen eines nationalen Monitoringnetzwerkes erfolgt. Grundsätzlich gilt bei den stehenden Gewässern die gleiche Vorgangsweise wie bei den Fließgewässern, die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für die Erfassung einer signifikanten Belastung heranzuziehen

Für die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter wird die Analyse der Auswirkungen im nächsten Kapitel beschrieben.

2.4.4. Auswirkung der Belastung auf die Immissionssituation der Oberflächengewässer hinsichtlich der allgemein „chemischen und physikalischen Komponenten sowie der biologischen Gewässergüte“

Unter dem Begriff „Allgemeine chemische und physikalisch-chemische Komponenten“ werden gemäß EU WRRL folgende Komponenten zusammengefasst:

- Temperaturverhältnisse,
- Sauerstoffhaushalt,
- Salzgehalt,
- Versauerungszustand,
- Nährstoffverhältnisse, sowie die
- Sichttiefe bei stehenden Gewässern.

Diese sind – für sich betrachtet – jeweils ein Teil der Immissionssituation (des „Status“) und charakterisieren das Ausmaß der Auswirkungen bezogen auf die jeweiligen Belastungen. Gleichzeitig aber stehen diese Komponenten hinsichtlich ihrer eigenen Auswirkungen in enger Wechselwirkung mit der Gewässerbiozönose. Anders als die chemischen Schadstoffe, bei denen eine merkbare Auswirkung erst bei deutlicher Überschreitung des – entsprechend der WRRL nach dem Vorsorgeprinzip festgelegten – Qualitätszieles eintritt, sind bei den allg. chemisch-physikalischen Parametern die Auswirkungen viel rascher und unmittelbarer in einer Änderung der typspezifischen Biozönose erkennbar.

Aus diesem Grund liegt gemäß WRRL das Schwergewicht der Bewertung bei Belastungen mit allg. chemisch-physikalischen Parametern in der Bewertung der biologischen Komponenten.

Für die Bewertung des guten ökologischen Zustandes haben die Werte der chemischen Parameter in einem Bereich zu liegen, der die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems sowie die Einhaltung der biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet.

Es ergibt sich daraus, dass für die Bewertung, ob ein Oberflächengewässer bzw. -Wasserkörper, signifikant belastet ist, die Ergebnisse der biologischen Güterhebungen mit denen der chemischen Erhebungen – soweit als vorhanden – kombiniert werden.

Bei den Fließgewässern werden für die Darstellung der Auswirkungen von Belastungen (Immissionssituation) einerseits auf die saprobiologische Gütesituation zurückgegriffen, die in der Gewässergütekarte flächenhaft dargestellt ist und andererseits auf die Belastungseinstufung der WGEV – Messstellen, bei denen neben der biologischen Gewässergüte auch die generellen chemisch-physikalischen Parameter erhoben wurden, herangezogen.

2.4.4.1. Saprobiologische Gewässergüte der österreichischen Fließgewässer

Zur biologischen Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern wird in Österreich bereits seit mehreren Jahrzehnten das Saprobien-System herangezogen. Der Grad des Vorhandenseins oder auch des Fehlens von ausgewählten Indikatororganismen kennzeichnet die Reaktion der Gewässerbiozönose auf bestimmte Belastungszustände und stellt vor allem ein Maß für die Belastung des Gewässers mit abbaubaren organischen Stoffen dar. Das bedeutet, dass insbesondere unmittelbare Belastungen mit leicht abbaubaren Verbindungen, die sich auf den Sauerstoffhaushalt auswirken, angezeigt werden. Aber auch Eutrophierungserscheinungen als Folge von Nährstoffbelastungen lassen sich, im Sinne einer sekundären organischen Verunreinigung (absterbende

Pflanzenbiomasse), indirekt mit der saprobiologischen Gewässergüte nachweisen. Hierbei ist natürlich der Verzögerungsfaktor zu berücksichtigen.

Anhand dieses Systems werden Fließgewässer entsprechend der angezeigten Belastung einer der folgenden vier – unter Berücksichtigung der Zwischenstufen sieben – biologischen Gewässergüteklassen zugeordnet (Definition der saprobiologischen Gewässergüteklassen siehe Ö-NORM M 6232):

Güteklasse I:	sehr gering belastet	Farbcode: blau,
Güteklasse I-II:	gering belastet	Farbcode: blau/grün schraffiert,
Güteklasse II:	mäßig belastet	Farbcode: grün,
Güteklasse II-III:	kritisch belastet	Farbcode: grün/gelb schraffiert,
Güteklasse III:	stark verschmutzt	Farbcode: gelb,
Güteklasse III-IV:	sehr stark verschmutzt	Farbcode: gelb/rot schraffiert, und
Güteklasse IV:	übermäßig verschmutzt	Farbcode: rot

Datenbasis

Datenbasis für die flächenhafte Darstellung der Situation der biologischen Gewässergüte der österreichischen Fließgewässer in Karte O 8 ist die biologische Gütekarte 2002, die in Zusammenarbeit mit den Gewässeraufsichten in den jeweiligen Ämtern der Landesregierungen vom Institut für Wassergüte des Bundesamtes für Wasserwirtschaft erstellt wurde.

Diese Gütekarte enthält das Gewässernetz der Gewässer > 100 km² wobei die Gewässergüte in Gütebändern und nicht nur für einzelne Messstellen dargestellt ist. Sie basiert auf den Ergebnissen der biologischen Untersuchungen im Rahmen der WGEV, Daten von Landesmessnetzen und lokalen Studien. Ihre Ergebnisse wurden auch bei Bewertung der WGEV - Messstellen herangezogen.

Beurteilungskriterium

Da derzeit noch an einem WRRL - konformen typspezifischen Bewertungsschema gearbeitet wird, wurde im Wesentlichen auf die bisher geltenden Vorgaben zurückgegriffen.

Die biologische Güteklasse II stellte bisher hinsichtlich der Wasserqualität von Fließgewässern einen vertretbaren Kompromiss zwischen der Erhaltung eines breiten Nutzungsspektrums und den Forderungen aus ökologischer Sicht dar. Bereits 1977 wurde daher in der „Verordnung zur Verbesserung der Wassergüte der Donau“ (Donau-Verordnung, BGBl. Nr. 210/1977) die biologi-

sche Güteklasse II als generelles Güteziel für Sanierungen festgelegt (siehe auch vorläufige nationale Immissionsrichtlinie, BMLFUW 1987). Überschreitungen der Güteklasse II werden daher als signifikant belastete Gewässerstrecken bewertet.

Da dieses Güteziel noch keine typspezifische Differenzierung beinhaltet (steht derzeit in Ausarbeitung) wurde bei der Bewertung von Gewässerabschnitten mit WGEV - Messstellen, eine erste, grobe typspezifische Betrachtung angewandt. Diese Messstellen sind - gem. AlmVF-Entwurf - als Berg- oder Flachlandgewässer charakterisiert. Bei Einhaltung der in Kapitel 2.4.4.2 angeführten chemischen Vorgaben sind Berglandgewässer bei Güteklasse > II und Flachlandgewässer > II-III als signifikant belastet anzusehen. Auch hierbei wurde die Einstufung gemäß Gütekarte verwendet.

Bei großen Flüssen lagen teilweise Gütebeurteilungen beider Ufer vor. In diesen Fällen wurde bei Diskrepanzen der jeweils schlechtere Wert der Gütebewertung herangezogen (z.B. Donau unterhalb von Wien).

2.4.4.2. Allgemeine chemisch-physikalische Parameter - Bewertung der signifikanten Belastung der WGEV – Fließgewässermessstellen (in Verbindung mit der biologischen Gewässergüte)

Unter Berücksichtigung der im Kapitel 2.2 erhobenen stofflichen Belastungen werden bei der Bewertung der Auswirkung dieser Belastungen in erster Linie die Komponenten „Sauerstoffhaushalt“ und „Nährstoffhaushalt“ betrachtet.

Die Komponente „Sauerstoffhaushalt“ wird über die Parameter DOC und BSB₅ (ohne Nitrifikationshemmstoff) erfasst. Bei einer signifikanten Belastung mit sauerstoffzehrenden Verbindungen ist neben einer Konzentrationserhöhung der Parameter als Folge davon auch eine Änderung der saprobiologischen Gewässergüte (siehe hierzu auch Kapitel 2.4.4.1.) zu erwarten. Bei einer Belastung mit Kohlenstoffverbindungen kann davon ausgegangen werden, dass es im Gewässer zu Abbauvorgängen kommt, eine Fernwirkung ist daher nur im beschränkten Ausmaß erwartbar.

Die Auswirkungen der Komponente „Nährstoffhaushalt“ ist insofern differenzierter zu betrachten, als sie einerseits unmittelbare Belastung im jeweiligen Gewässer durch Eutrophierungserscheinungen und andererseits – im Sinne des Frachtgedankens – eine Fernwirkung betreffend Belastung der unterliegenden Gewässer darstellen kann.

Die Komponente „Nährstoffhaushalt“ wird über die Parameter Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) und gelöster Gesamtphosphor (P_{ges} (f)) bewertet. Die Stickstoffparameter Ammonium/Ammoniak und Nitrit sind Schadstoffe und werden somit bei den chemischen Schadstoffen (siehe Kapitel 2.4.3.) bewertet.

Eine signifikante Erhöhung der Nährstoffe führt zu einer Änderung der trophischen Situation. Da derzeit in Österreich noch an einer Methodik für eine - auf biologischen Daten basierenden - trophischen Bewertung der Fließgewässer gearbeitet wird, und somit die Erfassung über die saprobiologische Gewässergüte nur indirekt erfolgt, werden für die Bewertung der signifikanten Belastungen der Messstellen auch die Nährstoffkonzentration im Gewässer herangezogen.

Datenbasis

Für die Abschätzung der Beeinträchtigung der Messstellen wurden alle 382 WGEV – Stellen im Zeitraum Jänner 2001- Juni 2003 ausgewertet. Für 242 Stellen liegen für den gesamten Zeitraum monatliche Ergebnisse, d. h. 30 Datensätze pro Messstelle, vor. 140 Messstellen wurden erst mit Beginn 2003 im „WGEV-Netz-Neu“ beprobt, hier konnten nur die ersten 6 Monate, d.h. 6 Datensätze pro Messstellen, ausgewertet werden. Bei der Datenprüfung wären vor allem diese neuen WGEV-Stellen besonders hinsichtlich Plausibilität zu überprüfen.

Alle Messstellen sind auf Basis der vorhandenen Fischpopulation als Bergland- bzw. Flachlandgewässer eingeteilt (siehe Wassergüte in Österreich, Jahresbericht 2002). Die entsprechende Gewässergüte wurde der Gütekarte entnommen.

Beurteilungskriterien für die Belastungsbewertung der WGEV-Messstellen

Da an der konkreten Definition des guten ökologischen Zustandes gemäß EU WRRL hinsichtlich der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter derzeit noch gearbeitet wird, wurde hinsichtlich der Bewertungskriterien für eine signifikante Belastung auf die Vorgaben des Entwurfes zur Allgemeinen Immissionsverordnung – Aug.1995 (AlmVF-Entw) zurückgegriffen (siehe Tabelle M-2.4.4-1). Sie enthält auf Grund ihrer Differenzierung zwischen Berg- und Flachlandgewässer bereits Grundzüge der gemäß WRRL erforderlichen typspezifischen Differenzierung.

Tabelle M-2.4.4-1: Allgemein chemische und physikalisch-chemische Komponenten – Bewertungskriterien gemäß Entwurf der Allgemeinen Immissionsverordnung (Aug.1995)

Komponente gem. WRRL	Parameter	Berglandgewässer [mg/l]	Flachlandgewässer [mg/l]
Sauerstoffhaushalt	DOC	3,0	5,5
	BSB ₅ (ohne Nitrif.)	3,5	6,0
Nährstoffhaushalt	NO ₃ -N	5,5	5,5
	P-ges (f)	0,07	0,15

Die Einhaltung dieser Vorgaben wird durch jährliche Messung und Vergleich des 85 % - Perzentils mit den Vorgaben geprüft.

Die Entscheidung ob eine Messstelle als belastet bzw. nicht belastet anzusehen ist erfolgt durch Zusammenführen der chemischen und biologischen Ergebnisse (siehe Kapitel 2.4.4.1).

Im Bereich der Schadstoffe wurde zusätzlich neben einer nachgewiesenen Überschreitung Qualitätsziels bei Überschreitung von 90 % des Qualitätsziels eine „mögliche signifikante Beeinträchtigung“ definiert. Diese Differenzierung wurde bei den Kohlenstoff- und Nährstoffparameter nicht vorgenommen, da einerseits die Ergebnisse durch biologische Gütedaten abgesichert sind und andererseits vielfach eine viel höhere Messdichte besteht.

Dem in Abbildung M-2.4.4-1 dargestellten Entscheidungsschema liegen unter Berücksichtigung der vorhandenen Daten folgende Grundannahmen zugrunde:

- Bei Gewässergüte \leq I-II befindet man sich größtenteils im Bereich des saprobiellen Grundzustandes. Allfällige Belastungen mit sauerstoffzehrenden Verbindungen bzw. Nährstoffen sind nicht als signifikant anzusehen, als sie keine deutliche Reaktion und somit eine höchstens nur sehr geringe Abweichung der Biozönose bezogen auf den Referenzzustand hervorrufen,
- Bei Gewässergüteklasse II befindet man sich in einem Bereich, wo das in Österreich geltende Güteziel noch eingehalten ist aber bereits Nährstoffbelastungen auftreten können, die sich auf Grund der verzögerten Wirkung noch nicht unmittelbar auf die saprobiologische Gütebewertung niederschlagen. Daraus folgt, dass Messstellen mit Güteklasse II, bei denen es zu einer Überschreitung der AlmVF-Werte kommt, als signifikant belastet gelten,
- Bei Güteklasse II-III wird – unter Berücksichtigung einer typspezifischen Betrachtung – bei der Auswertung der Messstellendaten eine Unterscheidung nach Berg- und Flachlandge-

wässer getroffen. Messstellen in Berglandgewässern gelten bei Güteklasse II-III grundsätzlich bereits als signifikant belastet. Bei Messstellen in Flachlandgewässern erfolgt neben der Prüfung der Nährstoffkonzentrationen zusätzlich auch eine Prüfung der Kohlenstoffparameter. Dadurch sollten einerseits verzögerte Auswirkungen in diesem Grenzbereich frühzeitig erfasst werden können; andererseits sollte mit der ergänzende Prüfung der Kohlenstoffparameter dem typspezifischen Ansatz, demgemäß der Anfangsbereich der saprobiologischen Güteklasse II-III bei diesen spezifischen Gewässern noch im Bereich des guten ökologischen Zustandes liegen kann, Rechnung getragen werden, und

- Bei Güteklasse \geq III wird das vorgegeben Güteziel deutlich überschritten. Es wird davon ausgegangen, dass durch direkte Nährstoffbelastung bzw. durch organische Belastung (inklusive der damit verbundenen sekundären Nährstoffbelastung) es zu Überschreitungen der Vorgaben kommt. Hier erübrigt sich daher die weitere Prüfung der chemischen Parameter.

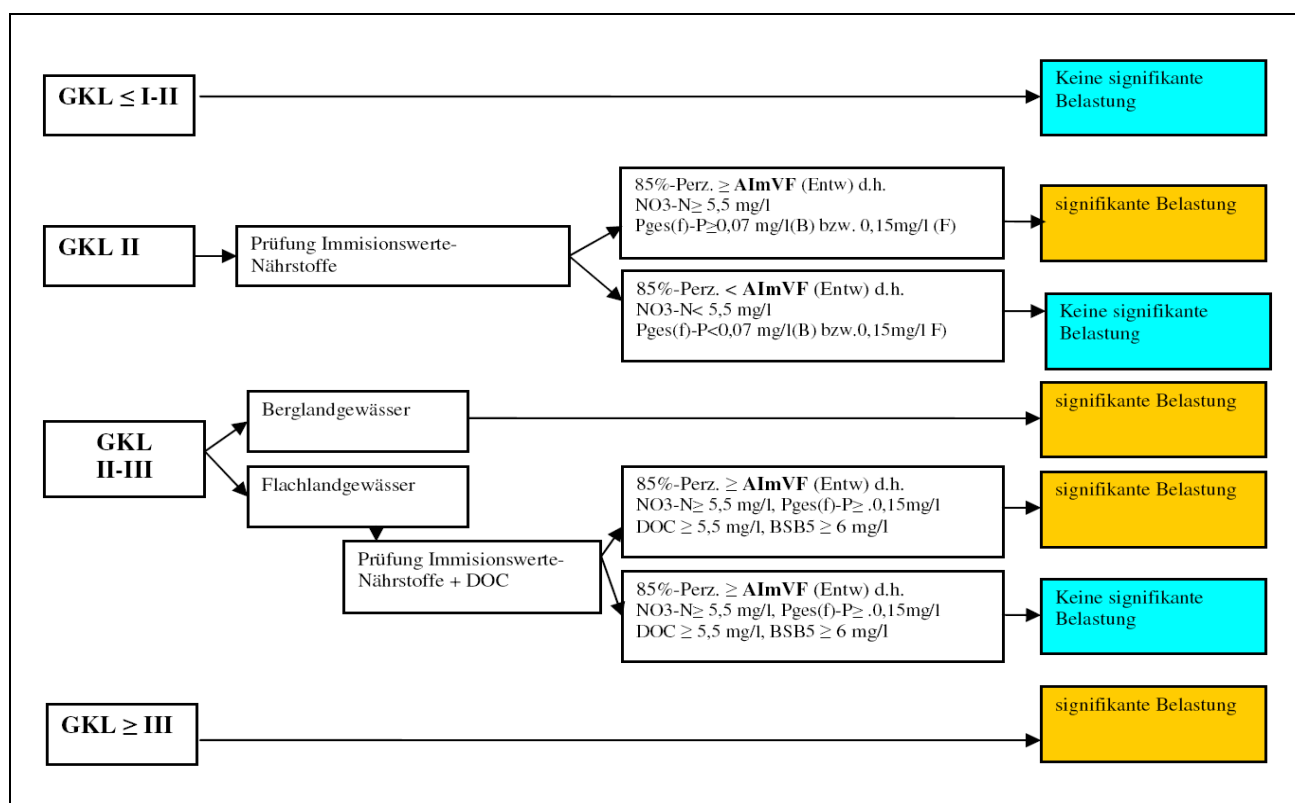


Abbildung M-2.4.4-1: Prüfung der signifikanten Belastung einer Messstelle – Entscheidungsbaum

2.4.4.3. Gewässergüte stehender Gewässer

Für das Ökosystem eines stehenden Gewässers ist vor allem der vermehrte Eintrag von Nährstoffen von besonderer Bedeutung. Dieser führt zu einer raschen Eutrophierung des Gewässers, d.h. zu einer starken Vermehrung des Phytoplanktons, und damit u. a. zu einer Verringerung der

Sichttiefe. Beim Abbau der hohen Algenmenge kann es dann zu ausgedehnten Sauerstoffdefiziten in der Tiefenzone der Seen kommen, die das Leben und Aufkommen der Fische und benthischen Fauna gefährden können.

Die *biologische Gewässergüte von Seen* wird daher traditionell in Österreich nach dem **Trophiesystem**, d. h. der Intensität der pflanzlichen Biomasseproduktion, bewertet. Im klassischen Trophieschema für Binnenseen werden 4 Trophiegrade unterschieden, die in erster Linie durch den Nährstoffgehalt des Gewässers (Gesamtphosphor-Konzentration), die produzierte Algenmenge (gemessen als Chlorophyll-a-Konzentration) und die Sichttiefe charakterisiert sind (siehe Tabelle M-2.4.4-2).

Tabelle M-2.4.4-2: Trophiestufen aus dem Gewässerschutzbericht 2002 des BMLFUW

Parameter	Einheit	Trophiegrad			
		oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph
Sommerliche Sichttiefe	[M]	> 6	2–5	0,5–1,5	< 0,5
Gesamtphosphor	[mg/m ³]	< 13	< 40	< 100	> 100
Chlorophyll-a	[mg/m ³]	< 3	3–8	7–30	> 40

Für die Bewertung des trophischen Zustandes der tiefen, holomiktischen österreichischen Seen mit einer thermischen Schichtung im Jahresverlauf wird das auf diesen Seetyp abgestimmte Schema gemäß (ÖNORM M 6231) verwendet. Neben Sichttiefe, Gesamtphosphor und Chlorophyll-a-Gehalt, wird dabei auch die Phytoplanktonbiomasse, die Sauerstoffsättigung über Grund zur Zeit der Sommerstagnation, die Nitratreduktion - Ammonifikation und Sulfatreduktion im Hypolimnion für die Trophieeinstufung herangezogen.

In Tabelle M-2.4.4-3 sind als Auszug aus der Bewertungstabelle der ÖNORM M 6231 die relevanten Phosphor und Chlorophyll-a Werte für die einzelnen Trophiestufen dargestellt.

Tabelle M-2.4.4-3: Einstufung von tiefen, holomiktischen Seen nach dem Trophiegrad (Auszug aus Tabelle 28 der ÖNORM M 6231)

Parameter	Trophiegrad				
	oligotroph	mesotroph	schwach eutroph	stark eutroph	hypertroph
Gesamtphosphor [µg/l]					
- Frühjahrszirkulation	< 10	10 - 20	20 - 30	30 - 50	> 50
- Jahresmittel	< 10	10 - 20	20 - 40	40 - 60	> 60
Chlorophyll a [mg/m ³]	< 4	4 - 12	12-35		> 35

Für die Bewertung seichter, also nicht thermisch geschichteter Gewässertypen wie z.B. dem Neusiedlersee kann dieses Bewertungsschema nicht herangezogen werden. Für derartige Gewässer wird üblicherweise auf das in Tab. 2 angeführte Schema (mit typbedingter Einschränkungen der Sichttiefenwerte) zurückgegriffen und der Trophiezustand typspezifisch bewertet.

Da sich die österreichischen Gewässer – mit einigen wenigen typspezifischen Ausnahmen – derzeit im Bereich zwischen oligotroph und mesotroph befinden, wurde für die Darstellung der Trophiebewertung der österreichischen Seen in der Karte 2.4 dieser Bereich in Zwischenstufen aufgegliedert.

Es werden daher folgende Abstufungen verwendet:

- oligotroph,
- oligo-mesotroph (Übergangsbereich von oligo- auf mesotroph),
- schwach mesotroph,
- mesotroph,
- meso-eutroph (Übergangsbereich von meso- auf eutroph),
- eutroph,
- eu-hypertroph (Übergangsbereich von eu- auf hypertroph), und
- hypertroph.

Die letzten beiden Stufen sind allerdings – entsprechend der ausgezeichneten österreichischen Situation der stehenden Gewässer – üblicherweise nur von theoretischer Bedeutung.

Datenbasis:

Basis für die in den Karten dargestellten „Trophiesituation der stehenden Gewässer“, gegliedert nach Planungsräumen, sind die Daten bzw. Trophiebewertungen, die von den Bundesländern zur Verfügung gestellt wurden.

Beurteilungskriterium

Wie bei der saprobiologischen Güteeinstufung der Fließgewässer ist in Karte 2.4 bei der Trophieeinstufung jeweils der aktuelle Trophiegrad der stehenden Gewässer „neutral“ und ohne typspezifische Betrachtung dargestellt. Da aber nicht alle Gewässer im anthropogen unbeeinträchtigtem Zustand oligotroph sind, sondern dies vom jeweiligen Gewässertyp abhängt, ist es für die Interpretation der Trophieeinstufungen im Rahmen der Darstellung der Auswirkungen signifikanter Belastungen notwendig, die aktuelle Situation im Vergleich zum trophischen Referenzzustand, also der Abweichung vom typspezifischen trophischen Grundzustand zu betrachten.

Da für einige österreichische Seen Datenreihen vorliegen, die bis in die 1930-er Jahre zurück reichen, konnte der natürliche Zustand, d.h. der Zustand ohne wesentliche anthropogene Beeinträchtigungen gut rekonstruiert werden. Der trophische Grundzustand wurde für alle Gewässertypen definiert (WOLFRAM, 2004).

Künstliche stehende Gewässer wurden in Österreich v. a. im Zuge der Nutzung der Wasserkraft, zur Zwecken der Fischzucht, der touristischen Nutzung (z.B. als Erholungs-/ Badegewässer), als Wasserspeicher für Beschneigungsanlagen angelegt oder sind im Zuge der Bergbaues und der Kiesgewinnung entstanden. Die Beschaffenheit in hydromorphologischer und chemisch-physikalischer Hinsicht ist daher im Wesentlichen von der jeweiligen Entstehungsgeschichte bzw. Nutzung geprägt. Die künstlichen stehenden Gewässer wurden unter Berücksichtigung der biogeographischen Lage und der jeweiligen Entstehungsgeschichte / Nutzung in die Gewässertypen „Hochgebirgsspeichersee“, „Teiche“ und „Sonstige“ (Baggerseen, Bergbaugewässer) eingeteilt. Hinsichtlich der Wasserqualität wurde für die künstlichen Gewässertypen ein trophischer Referenzzustand definiert, der sich an dem vergleichbaren natürlichen Gewässertyp in der jeweiligen Region orientiert. Bei Gewässern, die für die Fischzucht angelegt wurden, wurden die nutzungsbedingten höheren Nährstoffniveaus bei der Festlegung des trophischen Referenzzustandes berücksichtigt.

Tabelle M-2.4.4-4: Kriterium für die signifikante Belastung Gewässer stehender Gewässer

trophischer Grund- bzw. Referenzzustand:	signifikante Belastung gegeben, wenn aktuelle Trophiebewertung höher ist als ...
oligotroph	oligo-mesotroph bzw. schwach mesotroph
oligo-mesotroph bzw. schwach mesotroph	mesotroph
mesotroph	meso-eutroph
meso-eutroph	eutroph

Bezogen auf die allgemeinen chemisch-physikalischen Komponenten sowie die biologische Gewässergüte und unter Berücksichtigung des typspezifischen Ansatzes wird ein stehendes Gewässer dann als signifikant belastet angesehen, wenn die aktuelle Trophiebewertung um mehr als eine Halbstufe vom trophischen Grundzustand (bei natürlichen Gewässern) bzw. vom trophischen Referenzzustand (bei künstlichen Gewässern) abweicht. Diese Bewertung ist auch die Basis für die Risikobewertung.

Sonstige Parameter der „allgemein chemisch-physikalischen Komponenten“

Bezüglich der restlichen „**allgemein chemisch-physikalischen Komponenten**“ wie „Temperaturverhältnisse“, „Versauerung“ und „Versalzung“ ist anzumerken, dass sämtliche „**generellen**

Parameter“ wie „Temperatur“, „pH“, „Leitfähigkeit“, „Alkalinität“, etc. (Parameterblock I der WGEV) bei allen WGEV – Untersuchungen verpflichtend erhoben werden (der Großteil der stehenden Gewässern im Rahmen der Ländermessnetze) und diesbezüglich umfangreiche Datenreihen vorliegen.

Hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen von Wärmeeinleitungen wird davon ausgegangen, dass diese sich auch in den biologischen Verhältnissen widerspiegeln müssen und mit der biologischen Gewässergüte indirekt miterfasst werden. Eine eigene Analyse wurde daher für diesen Parameter nicht durchgeführt.

Bezogen auf die Versauerung ist anzuführen, dass ein großer Teil des österreichischen Bundesgebietes günstige geologische Voraussetzungen, nämlich leicht verwitterbares Kalkgestein aufweist, das auch hohen Depositionsraten aus sauren Niederschlägen auf lange Zeit Widerstand leisten kann. Allein in sehr säureempfindlichen silikatischen Einzugsgebieten (z.B. bei Bächen im Kristallin des Mühlviertels und bei den Hochgebirgsseen in den Zentral- und Ostalpen) kann es grundsätzlich lokal zu Versauerungserscheinungen kommen. Studien des BMLFUW, die seit 1985 in Abständen von mehreren Jahren durchgeführt wurden, haben gezeigt, dass die Versauerung im europäischen Vergleich keine zentrale Problematik für die österreichischen Gewässer darstellt (siehe BMLFUW, Gewässerschutzbericht 2002). Aus diesem Grund wurde im Rahmen der vorliegenden IST-Bestandsanalyse keine eigene Analyse für diesen Parameter durchgeführt.

Hinsichtlich der Komponente „Versalzung“ liegen keinerlei Hinweise bzgl. möglicher signifikanter anthropogener Belastungen vor.

2.5. Gefährdungsabschätzung für Oberflächenwasserkörper einschließlich der vorläufigen Ermittlung „künstlicher oder erheblich veränderter Oberflächenwasserkörper“

Die Gefährdungsabschätzung für Oberflächenwasserkörper basiert auf der Analyse der Auswirkungen von signifikanten Belastungen. Die Analyse der Auswirkungen ermöglicht Aussagen über das Risiko, ob ein Oberflächenwasserkörper – bezogen auf den IST-Zustand - den guten Zustand verfehlt oder erreicht. Das Verfehlen der Umweltqualitätsziele nach WRG bzw. WRRL kann auf einem breiten Spektrum der Belastungstypen basieren (siehe Kapitel 5.2). Alle relevanten signifikanten Belastungen und Auswirkungen müssen in die Risikoabschätzung einbezogen werden.

Ziel der in Kapitel 2.4 beschriebenen **Abschätzung der Auswirkungen von anthropogenen Belastungen** auf den Gewässerzustand ist nach § 59d WRG die Erstellung von Überwachungs-

programmen. Diese müssen jene Parameter umfassen, die zur Beschreibung jeder Qualitätskomponente eines Oberflächenwasserkörpers (OWK) kennzeichnend sind (§ 59d (2) WRG 1959).

Die Risikoabschätzung ist grundsätzlich auf die Zielerreichung im Jahr 2015 ausgelegt. Die österreichische Vorgangsweise bezieht sich auf den gegebenen IST-Zustand und beinhaltet nicht die Erfolge, die sich aus laufenden und zukünftigen Maßnahmenprogrammen ergeben werden. Eine Abschätzung, welche Oberflächenwasserkörper im Jahr 2015 das Ziel verfehlen könnten, ist derzeit nur eingeschränkt möglich. Allerdings fehlen z. B. Evaluierungen laufender Maßnahmenprogramme und in zahlreichen Fällen die notwendigen Informationen („Risiko derzeit nicht einstuftbar“); zudem wird die europaweite Interkalibrierung des guten ökologischen Zustandes erst 2006 abgeschlossen.

Auch Monitoringergebnisse, die insbesondere die Auswirkungen der hydromorphologischen Belastungen auf den ökologischen Zustand der Oberflächenwasserkörper belegen und einen allfälligen Handlungsbedarf auslösen, liegen frühestens 2008 vor. Auch die Abschätzung, ob bei jenen Oberflächenwasserkörpern, die erst im Rahmen des (Nationalen) Gewässerbewirtschaftungsplanes 2008/2009 als „künstliche oder erheblich veränderten Wasserkörper“ ausgewiesen werden, das gute Potential 2015 eingehalten sein wird, ist zum vorliegenden Zeitpunkt nicht durchführbar. Darüber hinaus sind die wirtschaftlichen Möglichkeiten, die für die Finanzierung der allfälligen Sanierungsmaßnahmen wesentlich sind, über einen Zeithorizont von 10 Jahren nicht abschätzbar. Eine, von anderen Mitgliedsstaaten angedachte, Herausnahme jener Gewässerstrecken, die voraussichtlich bis 2015 saniert werden, wird daher nicht vorgenommen.

In diesem Kapitel wird näher ausgeführt, wie diese Risikoabschätzung für die Wasserkörper durchgeführt wurde. Eine wesentliche Grundlage für die Vorgehensweise bildete der CIS-Leitfaden „Horizontal Guidance on the Identification of water bodies“ der Europäischen Kommission.

Zur Bewertung des Risikos der Oberflächenwasserkörper diente die in Kapitel 2.1 beschriebene Basiseinteilung von Oberflächenwasserkörpern als Grundlage. Die identifizierten Basis-Wasserkörper wurden vor dem Hintergrund der Erhebung der Belastungen (Hydromorphologie, Gewässergüte, allgemeine physikalisch-chemische Parameter, chemische Schadstoffe) analysiert und das Risiko für die Verfehlung des guten Zustands abgeschätzt. Ergab diese Analyse innerhalb einzelner Basis-Wasserkörper eine unterschiedliche Einstufung nach Risikokriterien,

wurden diese Wasserkörper entsprechend weiter unterteilt (Detailenteilung der Oberflächenwasserkörper).

In nachfolgender Abbildung M-2.5-1 wird das methodische Vorgehen der Risikoabschätzung in Oberflächenwasserkörper, d.h. die Zuordnung zu den drei Risikokategorien (keine Risiko, Risiko nicht einstuftbar, Risiko), visualisiert:

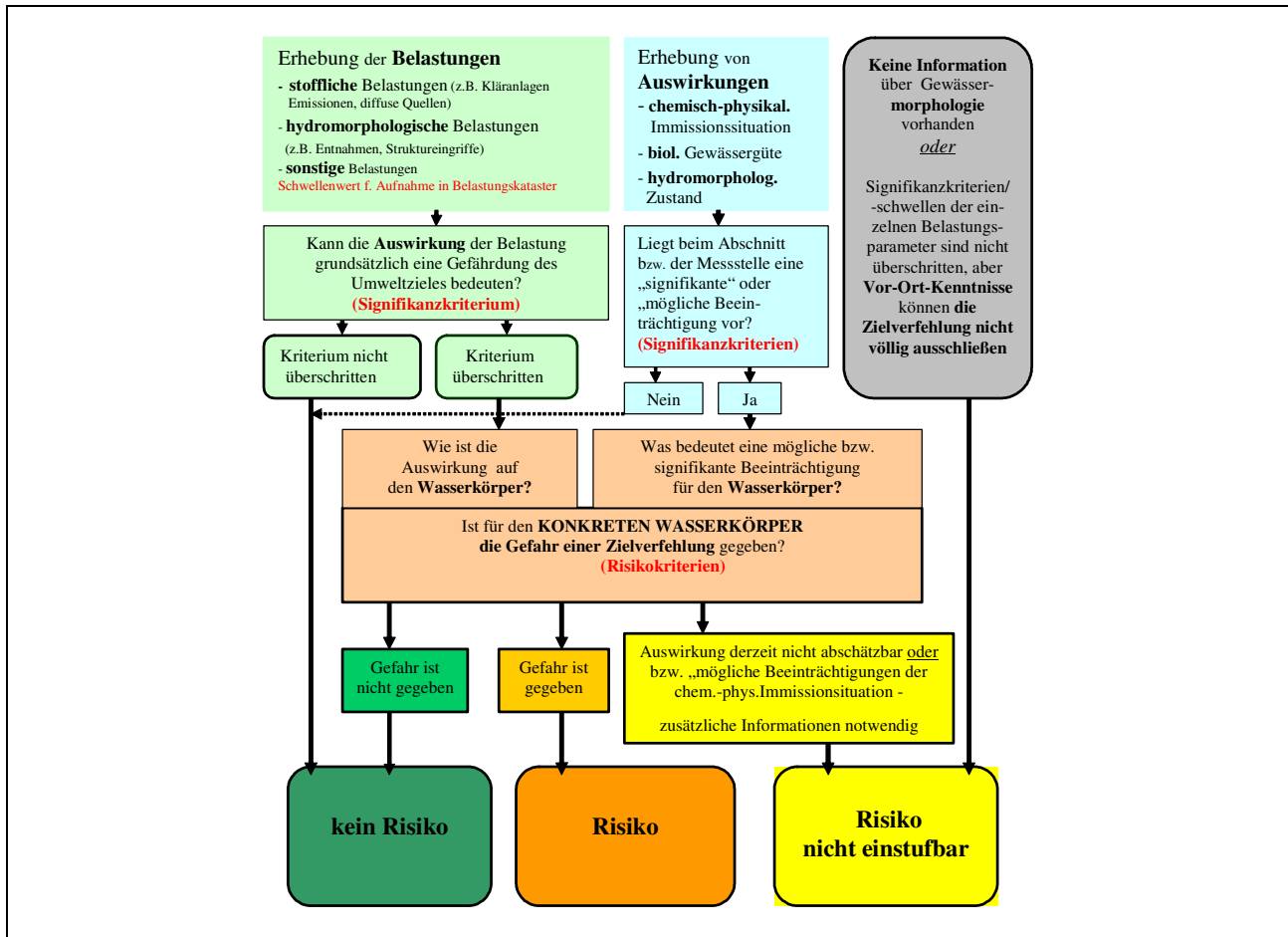


Abbildung M-2.5-1: Risikoabschätzung für Oberflächenwasserkörper

Aufgrund der Tatsache, dass für diese erste durchzuführende Risikoabschätzung noch nicht alle benötigten Informationen in ausreichendem Maße, flächendeckend und in optimaler Form vorliegen, erfolgt die Zuordnung des Risikos nach den folgenden drei Kategorien:

Tabelle M-2.5-1: Die drei Kategorien der Risikoanalyse

Risikokategorien	Farbe	Beschreibung
Kein Risiko (1)	grün	Für diese Wasserkörper kann auf Grund des derzeitigen Datenbestandes davon ausgegangen werden, dass das Erreichen der Umweltqualitätsziele nach WRG bzw. WRRL nicht gefährdet ist. In diesen Wasserkörpern werden keine zukünftigen Verbesserungsmaßnahmen nötig sein. Das Monitoring wird durch das Überwachungsmessnetz abgedeckt.
Risiko nicht einstuftbar (2) (aufgrund nicht ausreichender Datenbasis oder Hinweis auf Belastungen vorhanden, tatsächliche Auswirkungen aber derzeit noch nicht abschätzbar)	gelb	Diese Kategorie beinhaltet zwei Gruppen von Wasserkörpern: <ul style="list-style-type: none"> jene, bei denen keine ausreichenden Daten/Informationen über Belastungen vorliegen, um überhaupt eine Gefährdungsabschätzung durchführen zu können jene, bei denen zwar signifikante Belastungen vorliegen, aber noch zu wenig Information/Wissen über die tatsächlichen Auswirkungen vorhanden ist, um ihre Auswirkungen Bezug auf Gefährdung der Umweltziele einschätzen zu können Im Falle der chemischen Schadstoffbelastungen wurden Wasserkörper dieser Kategorie zugeteilt, wenn die abgeschätzte/gemessenen Konzentration einen definierten Wert unterhalb Qualitätszieles liegt. Bei den hydromorphologischen Eingriffen erfolgt z.B. eine Zuordnung dieser Kategorie im Fall einer unbekannt Restwassermenge oder bei Querbauwerken in Oberläufen alpiner Gewässer, da die tatsächliche Auswirkung von Querbauwerken bei diesen Gewässertypen zum derzeitigen Stand des Wissens nicht vollkommen abgeklärt ist. Für diese Wasserkörper ist es nötig, die bestehenden Datenlücken durch Ergänzung der Belastungsdaten bzw. Erfassung der Auswirkungen zu beheben, um die Gefährdung eindeutig bewerten oder den tatsächlichen Zustand belegen zu können. Das Monitoring in diesen Wasserkörpern wird durch das operative Messnetz abgedeckt.
Risiko (3)	orangerot	Für diese Wasserkörper ist auf Grund des derzeitigen Datenstandes das Risiko gegeben, dass die Umweltqualitätsziele nach WRG bzw. WRRL verfehlt werden. Zu dieser Kategorie zählen zwei Gruppen von Wasserkörpern: <ul style="list-style-type: none"> Jene, bei denen bereits jetzt sicher ist, dass eine Zielverfehlung gegeben ist (z.B. kein Restwasser vorhanden, Qualitätszielüberschreitungen bei Schadstoffen) Jene, die mit hoher Wahrscheinlichkeit die Umweltziele verfehlen (falls bis 2015 keine Maßnahmen gesetzt werden) Bei ersteren müssen Maßnahmen gesetzt werden, um die Umweltziele erreichen zu können. Der Effekt der Maßnahmen ist im operativen Monitoring zu überprüfen. Bei letzteren ist im operativen Monitoring erst zu klären, ob tatsächlich die Umweltziele nicht eingehalten sind und daher Maßnahmen erforderlich sind.

Die Vorgangsweise bei der Risikoabschätzung wird – bezogen auf die Fließgewässer – in den folgenden Kapiteln für die einzelnen Qualitätskomponenten sowie bzgl. der Ausweisung des „Gesamt-Risikos“ vorgestellt. Die Risikobewertung der stehenden Gewässer wird hingegen – mit Ausnahme der chemischen Schadstoffe – davon getrennt dargestellt.

2.5.1. Chemische Schadstoffe - Risikoabschätzung

In diesem Kapitel wird die Bewertung der Wasserkörper in Bezug auf das Risiko durch chemische Schadstoffe näher erläutert. Die angewendete Vorgehensweise wird in dem von Bund und Bun-

desländer erstellten Arbeitspapier „Risikoabschätzung für chemische Schadstoffe in Oberflächengewässern“ detailliert beschrieben.

Grundlage für die Risikobewertung der Oberflächengewässer in Bezug auf chemische Schadstoffe bildet das Ergebnis der Analyse der Auswirkungen nach Kapitel 2.4. Dort wurde eingehend beschrieben, wie die das Gewässernetz charakterisierenden Messstellen hinsichtlich ihrer anthropogenen Beeinträchtigung eingestuft wurden. Die Basis bildeten - soweit vorhanden - Immissionsmessdaten und, soweit solche Daten nicht vorlagen, eine Abschätzung aufgrund der Emissionen aus den punktuellen und diffusen Belastungsquellen. Als Ergebnis wurden alle Messstellen des WGEV-Messnetzes nach dem Grad ihrer anthropogenen Beeinträchtigung wie folgt klassifiziert (vergleiche Kapitel 2.4):

- signifikante Beeinträchtigung (Fall A),
- mögliche signifikante Beeinträchtigung (Fall B), und
- geringe bzw. keine Beeinträchtigung (Fall C).

Diese Einstufungsklassen wurden nun auf die Oberflächenwasserkörper übertragen. Ausgegangen wurde von der in Kapitel 2.1 beschriebenen Basiseinteilung der Oberflächengewässer in Wasserkörper nach den Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie. Die Zahl der Messstellen des WGEV-Messnetzes liegt mit 382 unter der Zahl der ca. 560 Basiswasserkörper, wobei jedoch zu bedenken ist, dass viele Wasserkörper im Wesentlichen chemisch unbelastete Flussoberläufe darstellen. Die Zuordnung der messstellenbezogenen Ergebnisse auf die Wasserkörper wurde nach folgenden Kriterien vorgenommen:

- jedem Wasserkörper, in dem eine Messstelle liegt, wurde für jeden Schadstoff jene Einstufung zugeordnet, die für die betreffende Messstelle vorgenommen wurde, woraus sich folgende Bewertungen ergaben:

Einstufung der Messstelle	Einstufung des Wasserkörpers
Signifikante Beeinträchtigung	Risiko
Mögliche signifikante Beeinträchtigung (aufgrund der Emissionsabschätzung)	Risiko nicht einstuftbar
Geringe Beeinträchtigung	Kein Risiko

Die Bezeichnung „Risiko nicht einstuftbar“ soll darauf hinweisen, dass in diesen Fällen ein Hinweis auf eine signifikante Beeinträchtigung vorliegt, und dass die zugrunde liegenden Daten wie etwa die angesetzten Emissionsfaktoren noch geprüft werden müssen. Diese Prüfung kann noch zu erheblichen Änderungen führen.

- Konnte innerhalb eines eingestuften Wasserkörpers eine punktuelle Emissionsquelle eindeutig identifiziert werden, die für die Einstufung des Wasserkörpers maßgeblich ist (Einzelfallbeurteilung), dann wurde der Wasserkörper dort unterteilt, und die Einstufung erst ab diesem Punkt vorgenommen (siehe dazu die unten stehende Abbildung). Sofern daraus allerdings sehr kleine Wasserkörper resultierten, wurde auf eine Unterteilung verzichtet. Auf die Unterteilung wurde auch verzichtet, wenn der gesamte Wasserkörper aufgrund anderer Bewertungskriterien (z.B. hydromorphologischen Zustand) mit Risiko eingestuft wurde.
- Nicht eingestuften Wasserkörpern, die oberhalb eines bereits eingestuften Wasserkörpers liegen, wurde die Bewertung dieses Wasserkörpers zugewiesen, falls eindeutig punktuelle oder diffuse Belastungsquellen identifiziert werden konnten, die für die Einstufung des Wasserkörpers maßgeblich waren (Einzelfallbeurteilung).
- Nach den obigen Regeln nicht einzustufende Wasserkörper wurden vorerst bezüglich der chemischen Schadstoffe als „kein Risiko“ bewertet. Hierunter fallen insbesondere auch stehende Gewässer.

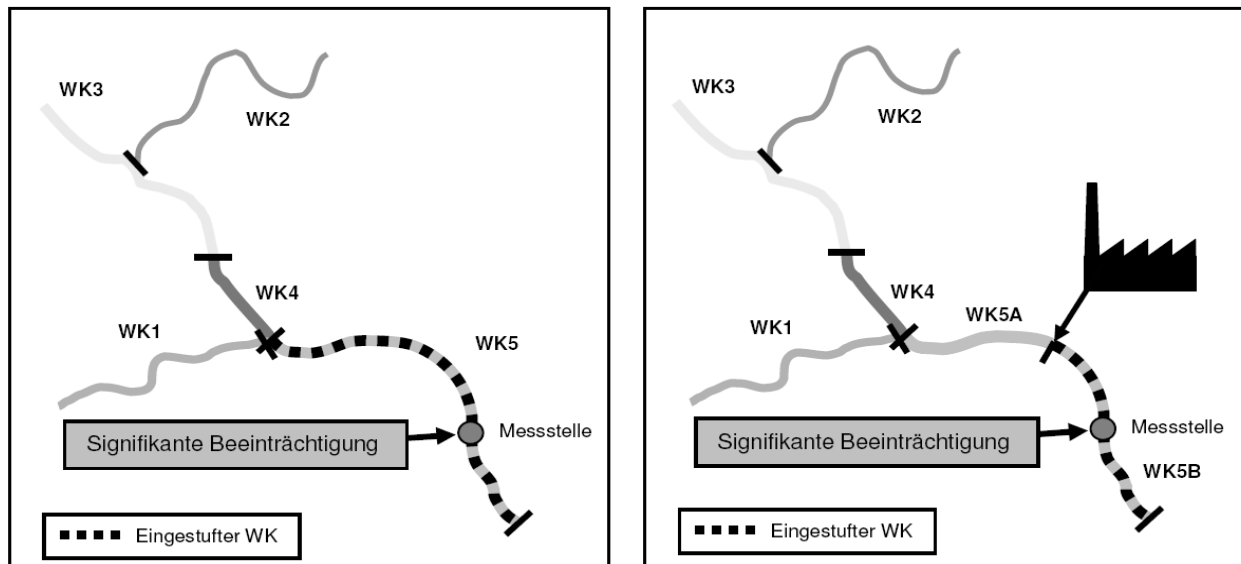


Abbildung M-2.5.2-1: Unterteilung von Wasserkörpern aufgrund einer maßgeblichen Punktquelle

2.5.2. Allgemein chemische und chemisch-physikalische Komponenten einschließlich der biologischen Gewässergüte (Fließgewässer) – Risikoabschätzung

In diesem Kapitel wird die Bewertung der Oberflächenwasserkörper in Bezug auf das Risiko durch Belastung aufgrund der chemisch-physikalischen Parameter sowie die biologische Gewässergüte näher erläutert.

Grundlage für die Risikobewertung der Oberflächenwasserkörper bildet das Ergebnis der Analyse der Auswirkungen nach Kapitel 2.4. Dort wurde eingehend beschrieben, wie die das Gewässernetz sowie die es charakterisierenden Messstellen hinsichtlich ihrer anthropogenen Beeinträchtigung eingestuft wurden. Die Basis bildeten biologische Gewässergüte- und Immissionsmessdaten aus dem WGEV - Netz sowie die saprobiologische Gütekarte 2002, in der das Gewässernetz als Gütebänder bewertet dargestellt ist. Als Ergebnis wurden alle Messstellen des WGEV - Messnetzes sowie die einzelnen Gewässerabschnitte nach dem Grad ihrer anthropogenen Beeinträchtigung wie folgt klassifiziert (siehe Kapitel 2.4.4):

- signifikante Belastung oder
- keine signifikante Belastung.

Diese Bewertung wurde nun auf die Oberflächenwasserkörper (OWK) übertragen. Ausgegangen wurde von der in Kapitel 2.1. beschriebenen Basiseinteilung der OWK. Die Zuordnung der Ergebnisse der Analyse der signifikanten Belastungen wurde nach folgenden Kriterien vorgenommen:

- jedem Wasserkörper, in dem eine Messstelle liegt, wurde jene Einstufung zugeordnet, die für die betreffende Messstelle vorgenommen wurde, woraus sich folgende Bewertungen ergaben:

Tabelle M-2.5.2-1: Einstufung des Wasserkörpers aufgrund der Einstufung der Messstelle

Einstufung des Oberflächenwasserkörpers	Einstufung der Messstelle
kein Risiko (1)	keine signifikante Belastung
Risiko nicht einstuftbar (2)	Messstelle im Auswertzeitraum (2003) signifikant belastet, neuere Untersuchungen (ab 2004) weisen die Messstelle als nicht mehr signifikant belastet aus
Risiko (3)	Signifikante Belastung

- jedem Wasserkörper ohne WGEV-Messstelle, für den eine Gütebeurteilung gemäß Gütekarte vorlag, wurde bei dominanter (d.h. mehr als 30%) Gewässergüte > II ein Risiko zugeordnet, woraus sich folgende Bewertung ergab:

Tabelle M-2.5.2-2: Einstufung des Wasserkörpers aufgrund der Gewässergüte

Einstufung des Oberflächenwasserkörpers	Gewässergüte
kein Risiko (1)	Gewässergüte \leq II in mehr als 70% des OWK
Risiko nicht einstuftbar (2)	Gewässergüte \leq II in mehr als 70% des OWK aber <ul style="list-style-type: none"> • Informationen über emissionsseitige Belastungen lassen Zielverfehlung befürchten • Auswertung der referenzbezogenen saprobiologischen Bewertung lässt Zielverfehlung nicht ausschließen
Risiko (3)	Gewässergüte $>$ II in mehr als 30% des OWK

- Bei Wasserkörpern ohne Messstelle, die oberhalb eines Wasserkörpers mit WGEV – Messstelle liegen, wurde die Risikoausweisung des unterliegenden Wasserkörpers mit Messstelle auf die oberhalb liegenden ausgedehnt, falls
 - die Bewertung des Wasserkörpers mit Messstelle aufgrund einer signifikanten Belastung mit Nährstoffen erfolgte und
 - gleichzeitig der oberliegende Wasserkörper in einem Gebiet mit Ackerland-Nutzung liegt (Einzelfallbeurteilung)

Es ergaben sich daraus folgende Risikoabschätzungen:

Tabelle M-2.5.2-3: Einstufung des Wasserkörpers ohne Messstelle

Einstufung des Oberflächenwasserkörpers	Voraussetzung
kein Risiko (1)	keine signifikante Belastung
Risiko nicht einstuftbar (2)	Wasserkörper liegt in landwirtschaftlich genutztem Gebiet (Ackerland) und unterliegender Wasserkörper mit WGEV – Messstelle ist signifikant mit Nährstoffen belastet

- Nach den obigen Regeln nicht einzustufende Oberflächenwasserkörper wurden vorläufig als „kein Risiko“ bewertet.

2.5.3. Hydromorphologie - Risikoabschätzung (Fließgewässer)

Nicht jede signifikante Belastung in einem Wasserkörper führt automatisch zu einer Verfehlung des guten Zustandes. Der Grad der Auswirkung der jeweiligen Belastung auf die Gewässerbiologie und somit auf den ökologischen Zustand eines Oberflächenwasserkörpers ist abhängig von der konkreten Situation. Beispielsweise reagieren manche Gewässertypen sensibler auf bestimmte Belastungen, die in anderen Typen kaum eine Rolle spielen. So wirken sich Querbauwerke als Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums in Tieflandflüssen weitaus schwerwie-

gender auf die Fischfauna aus als im Hochgebirge, wo auch natürlicherweise unüberwindbare Abstürze vorkommen. Selbstverständlich kommt aber auch Vorbelastungen und Summationswirkungen eine große Bedeutung zu.

Kurze morphologisch veränderte Gewässerabschnitte oder einzelne kurze Stauhaltungen müssen noch keine negativen Auswirkungen auf das Gesamtökosystem haben, solange z. B. genügend natürliche Habitats, Rückzugsbereiche, angebundene Nebengewässer und dergleichen in einem Gewässerabschnitt vorhanden sind. Die Länge bzw. der Anteil beeinträchtigter Strecken spielt daher bei der Gesamtbewertung eine entscheidende Rolle.

Zur Abschätzung des Risikos, ob ein konkreter Gewässerabschnitt (Oberflächenwasserkörper) auf Grund der Auswirkungen der signifikanten hydromorphologischen Belastungen den „guten ökologischen Zustand“ möglicherweise verfehlt, wurden daher eigene Risikokriterien definiert, die diesen Überlegungen Rechnung tragen und auf den Signifikanzkriterien für Belastungen und deren Auswirkungen aufbauen.

Für die einzelnen hydromorphologischen Belastungsparameter a) – e) wurde folgende Risikozuordnung getroffen:

a) Wasserentnahmen:

Tabelle M-2.5.3-1: Einstufung des Wasserkörpers aufgrund von Wasserentnahmen

Oberflächenwasserkörper von Fließgewässern	Restwasser in der Ausleitungsstrecke (unterhalb der Wasserentnahme)
Kein Risiko	$MQ_{rest} > MJNQ_T$ und $NQ_{Trest} > NQ_{Tnat}$
Risiko nicht einstuftbar	Restwassermenge bzw. Auswirkung unbekannt
Risiko	$MQ_{rest} < MJNQ_T$ und/oder $NQ_{Trest} < NQ_{Tnat}$ oder keine Restwasservorschreibung oder ganzjährige/zeitweise Trockenstrecken

In jenen Fällen, bei denen zwar die Kriterien für eine signifikante Belastung erfüllt werden und eigentlich Risiko ergeben würden, jedoch die Restwasserfestlegung von den lokalen Behörden unter Berücksichtigung der Einhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit des betroffenen Gewässers erfolgt ist, wurde in Folge der Wasserkörper der Kategorie kein Risiko zugeordnet.

b) Schwall:

- Wasserkörper in großen Fließgewässern: Schwallereignisse
- Wasserkörper in mittleren oder kleinen Fließgewässern

Tabelle M-2.5.3-2: Einstufung des Wasserkörpers aufgrund von Schwall

Oberflächenwasserkörper von kleinen oder mittleren Fließgewässern	Sunk – Schwall-Verhältnis
Kein Risiko	< 1 :5
Risiko	> 1: 5 oder Verhältnis unbekannt

c) Durchgängigkeitshindernisse

- Querbauwerke

Tabelle M-2.5.3-3: Einstufung des Wasserkörpers aufgrund von Querbauwerken

Oberflächenwasserkörper von Fließgewässern	Seehöhe		
	< 500 m	500 – 1.200 m	> 1.200 m
Kein Risiko	0	0	1
Risiko nicht einstuftbar	-	1 oder mehrere	Mehr als 1
Risiko	1 oder mehr als 1	-	-

- Verrohrung: mögliches Risiko

d) Stau (Rückstaustrücke oberhalb von Querbauwerken)

Tabelle M-2.5.3-4: Einstufung des Wasserkörpers aufgrund von Stau

Oberflächenwasserkörper von Fließgewässern	Staustrecke > 500m
Kein Risiko	Kein Stau
Risiko nicht einstuftbar	ein oder wenige Stau(e)
Risiko	Staukette oder zahlreiche Staue oder großer Stausee

e) Morphologische Belastungen

Tabelle M-2.5.3-5: Einstufung des Wasserkörpers aufgrund von morphologischen Belastungen gemäß der ökomorphologischen Bewertungsklasse

Oberflächenwasserkörper von Fließgewässern	Ökomorphologische Bewertungsklasse (5-stufig) Längenausdehnung bezieht auf jeweiligen Oberflächenwasserkörper
Kein Risiko	< 30 % in Klasse 3-5
Risiko nicht einstuftbar	30-70 % in Klasse 3-5
Risiko	> 70 % in Klasse 3-5 oder > 30 % in Klasse 4-5

Tabelle M-2.5.3-6: Einstufung des Wasserkörpers aufgrund von morphologischen Belastungen gemäß der Bewertung nach der Screening-Methode

Oberflächenwasserkörper von Fließgewässern	Bewertung nach Screening-Methode Längenausdehnung bezieht auf jeweiligen Oberflächenwasserkörper
Kein Risiko	< 30 % verändert, stark verändert
Risiko nicht einstuftbar	30 % - 70 % verändert, stark verändert
Risiko	> 70% verändert, stark verändert

Daraus folgt, dass den Oberflächenwasserkörper in Bezug auf die hydromorphologischen Belastungen

- der Kategorie Risiko zugeordnet werden, sobald **zumindest einer** der Belastungsparameter a) – e) ein Risiko anzeigt,
- der Kategorie kein Risiko zugeordnet werden, sobald **kein einziger** der Belastungsparameter a) – e) ein Risiko oder Risiko nicht einstuftbar anzeigt,
- der Kategorie Risiko nicht einstuftbar aufgrund nicht ausreichender Datenbasis oder Hinweis auf Belastungen vorhanden, tatsächliche Auswirkungen aber derzeit noch nicht abschätzbar zugeordnet werden, sobald
 - zumindest einer der Belastungsparameter a)- e) anzeigt **und** kein Belastungsparameter a) – e) ein Risiko anzeigt,

In Bezug auf die Hydromorphologie wird somit bei den Fließgewässern die Einstufung des Risikos eines Oberflächenwasserkörpers die schlechteste Risikobewertung der Einzelbelastungen a) – e) bedingt.

2.5.4. Risikoabschätzung - stehende Gewässer

Für die Risikoabschätzung der Oberflächenwasserkörper wurde bei den stehenden Gewässern im Prinzip in gleicher Weise vorgegangen wie bei den Fließgewässern. Allerdings wird aufgrund des vorhandenen Wissens und der vorliegenden Daten derzeit keine Notwendigkeit gesehen, die Kategorie „Risiko nicht einstuftbar“ aufgrund nicht ausreichender Datenbasis oder Hinweis auf Belastungen vorhanden, tatsächliche Auswirkungen aber derzeit noch nicht abschätzbar“ anzuwenden. Oberflächenwasserkörpern von stehenden Gewässern wurden daher nur die Kategorien „kein Risiko“ und „sicheres Risiko“ zugeteilt.

Unter Berücksichtigung des „IMPRESS-Leitfadens“ wurde bei der Basiseinteilung jedes stehende Gewässer als eigener Wasserkörper identifiziert (siehe Kapitel 2.1). Im Gegensatz zu den Fließgewässern machten allfällige signifikante Belastungen und deren Auswirkung allerdings bei den stehenden Gewässern keine weitere Detailunterteilung notwendig.

In Bezug auf die signifikanten Belastungen (siehe Kapitel 2.3) und Analyse ihrer Auswirkungen (siehe Kapitel 2.4) wurde bei den stehenden Gewässern für die Risikobewertung der einzelnen Belastungsparameter folgende Festlegung getroffen:

2.5.4.1. Schadstoffe - siehe Kapitel 2.5.1

2.5.4.2. Allgemeine chemisch – physikalische Komponenten einschließlich der biologischen Gewässergüte

Gemäß Kapitel 2.4 wird die Trophie-Bewertung, die bei stehenden Gewässern die biologische Gewässergüte charakterisiert, als Summenparameter für die chemisch-physikalischen Komponenten Temperatur, pH-Wert, Sichttiefe, Sauerstoffhaushalt, Nährstoffe für die Risikobewertung herangezogen, wobei die „signifikante Trophie-Belastung“ mit dem Risikoordnung wie folgt gleichgesetzt wird:

Tabelle M-2.5.4-1: Übersicht über die Risikokriterien für stehende Gewässer für die Trophie

	Kein Risiko	Risiko nicht einstuftbar	Risiko
Trophie Abweichung des aktuellen trophischen Zustands vom trophischen Grund-/Referenzzustand	bis zu einer Halbstufe	*	mehr als eine Halbstufe
* ... Stehende Gewässer, die das definierten Risikokriterium nicht überschreiten, bei denen aber sonstige Informationen vorliegen, die eine Zielverfehlung nicht völlig ausschließen lassen, wurden derzeit der Kategorie Risiko nicht einstuftbar zugeordnet. Der tatsächliche Status ist im operativen Monitoring abzuklären.			

Die bedeutet im Einzelnen:

Tabelle M-2.5.4-2: Einstufung des Stehenden Gewässers aufgrund der Trophie

trophischer Grund- bzw. Referenzzustand	Risiko ist gegeben, wenn der aktuelle Trophie-Zustand den folgenden Trophiegrad überschreitet
oligotroph	oligo-mesotroph bzw. schwach mesotroph
oligo-mesotroph bzw. schwach mesotroph	mesotroph
mesotroph	meso-eutroph
meso-eutroph	eutroph

2.5.4.3. Hydromorphologie

Für stehende Gewässer wurden Risikokriterien für hydromorphologische Belastungen im Hinblick auf anthropogen bedingte Wasserspiegelschwankungen festgelegt (siehe Tabelle M-2.5.4-3).

Tabelle M-2.5.4-3: Übersicht über die Risikokriterien für stehende Gewässer für die hydromorphologischen Belastungen

	Kein Risiko	Risiko nicht einstuftbar	Risiko
Hydromorphologie Anthropogen bedingte Wasserspiegelschwankungen	Differenz zwischen minimalem und maximalem monatlichen Wasserstand < 1m	*	Differenz zwischen minimalem und maximalem monatlichen Wasserstand > 1m

* ... Stehende Gewässer, die das definierte Risikokriterium nicht überschreiten, bei denen aber sonstige Informationen vorliegen, die eine Zielverfehlung nicht völlig ausschließen lassen, wurden derzeit der Kategorie Risiko nicht einstuftbar zugeordnet. Der tatsächliche Status ist im operativen Monitoring abzuklären.

Etwaige hydromorphologische Defizite bei einem stehenden Gewässer, die darauf zurückzuführen sind, dass der betreffende Wasserkörper für eine bestimmte Nutzung künstlich angelegt wurde (z.B. Speichersee), stellen kein Kriterium für die Risikoeinstufung dar. Bei künstlich entstandenen stehenden Gewässern – die jedenfalls der Kategorie „künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper“ zuzuordnen sind - erfolgt die Risikobewertung daher nur hinsichtlich der stofflichen Belastungen.

Strukturelle Belastungen (z.B. Uferverbau) stehender Gewässer stellen in Österreich kein Problem dar und sind daher auch nicht für die Gefährdungsabschätzung einer möglichen Zielverfehlung relevant.

2.5.5. Abschätzung des Gesamtrisikos

Bei der Abschätzung des Gesamtrisikos werden sämtliche signifikante Belastungen und Auswirkungen im betreffenden Oberflächenwasserkörper berücksichtigt. Die Ergebnisse der Risikoeinstufungen der einzelnen Qualitätsparameter chemische Schadstoffe, allgemeine physikalisch-chemische Parameter und Hydromorphologie werden je Oberflächenwasserkörper summierend betrachtet, wobei sich das Gesamt-Risiko aus der schlechtesten Abschätzung der einzelnen Risikoeinstufungen („worst case Ansatz“) ergibt. Eine Zuordnung zur Kategorie kein Risiko ergibt sich nur dann, wenn keiner der einzelnen Belastungsparameter der Kategorie Risiko oder Risiko derzeit nicht einstuftbar zugeteilt wurde.

Darstellung der Ergebnisse:

Das Ergebnis des Gesamt-Risikos wird in der Ergebniskarte „Risikoanalyse der Oberflächenwasserkörper in Hinblick auf eine mögliche Zielverfehlung – Gesamtergebnis“ dargestellt und dabei folgende Farbcodierung verwendet:

Kein Risiko	grün
Risiko nicht einstuftbar	gelb
Risiko	orange(rot)

Die Ergebnisse werden zusätzlich in Tabellen und Graphiken zusammenfassend dargestellt. Dabei erfolgte zum Teil eine Gruppierung der einzelnen Belastungsparameter in

- **Chemische Schadstoffe:** Prioritäre Stoffe und Stoffe der Liste I gemäß EU Richtlinie 76/464/EWG, (EU-geregelte chemische Schadstoffe, relevant für die Bewertung des chemischen Zustandes) sowie sonstige Schadstoffe gemäß EU WRRL (chemische Komponenten, relevant für die Bewertung des ökologischen Zustandes),
- **Allgemeine physikalischchemische Parameter:** Nährstoffkonzentrationen sowie einfache chemisch-physikalische Größen, relevant für die für die Bewertung des ökologischen Zustandes, und
- **Hydromorphologie.**

Um die Gesamt-Risikoeinstufung transparent und die Ursachen ersichtlich zu machen, ist in der Spalte „chemische Schadstoffe“, „allgemeine physikalisch-chemische Parameter“ sowie „Hydro-

morphologie“ für den jeweiligen Wasserkörper die Risikobewertung für die jeweilige Belastungsgruppe wie folgt angeführt:

- Der **Zifferncode 1** bedeutet, dass – bezogen auf die Bewertung der Belastungsgruppe – kein Risiko gegeben ist.
- Der **Zifferncode 2** bedeutet, dass – bezogen auf die jeweilige Bewertung der Belastungsgruppe – die Kategoriezuweisung Risiko nicht einstuftbar erfolgte.
- **Zifferncode 3** bedeutet, dass - bezogen auf die jeweilige Bewertung der Belastungsgruppe – ein Risiko abgeschätzt wurde.

Dieser Zifferncode gilt auch für die Darstellung des Gesamtrisikos.

Für sämtliche in den Risikokarten dargestellten künstlichen Gewässer wurde „kein Risiko“ gem. der hydromorphologischen Belastungen ausgewiesen. Die dementsprechende grüne Farbcodierung wurde aber mit einer grauen Schraffur unterlegt, damit soll deutlich gemacht werden, dass diese Gewässer künstlich sind und sich die Risikobewertung daher nur auf die Trophie/stofflichen Belastungen bezieht.

2.5.6. Vorläufige Ermittlung der „künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper“

Nach § 30b WRG 1959 ist es möglich, Wasserkörper der Kategorie „künstlich oder erheblich verändert“ zuzuordnen. Voraussetzung für die Ausweisung als „erheblich verändert“ gilt, dass sie

- durch physikalische Veränderungen in ihrem Wesen erheblich verändert wurden, sodass die Zielerreichung des guten ökologischen Zustandes nicht gegeben ist,
- die Sanierungsmaßnahmen zur Herstellung des guten ökologischen Zustandes bestimmte Nutzungen maßgeblich beeinträchtigen würden, und
- keine bessere Umweltoptionen vorliegen, die technisch machbar sind und keine unverhältnismäßig hohen Kosten erfordern.

Die Ausweisung eines Wasserkörpers als „künstlichen“ oder „erheblich veränderten Wasserkörper“ („Heavily Modified Water Body - HMWB“) hat zur Folge, dass anstelle des guten ökologischen Zustandes bei diesen Wasserkörpern ein abweichendes Güteziel, nämlich das „gute ökologische Potential“ als Zielzustand zu schützen, zu erhalten bzw. zu erreichen ist.

Die Ermittlung bzw. Ausweisung derartiger Wasserkörper erfolgt in zwei Stufen: So ist zunächst im Rahmen der vorliegenden der IST-Bestandsanalyse eine **vorläufige Ermittlung** der künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper“ durchzuführen. Dies bedeutet, dass

unter Berücksichtigung der vorliegenden Daten der Risikoanalyse - „Kandidaten für erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper“ bzw. „künstliche Oberflächenwasserkörper“ ausgewiesen werden. Eine endgültige Ausweisung von Wasserkörpern in die Kategorie „künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper“ erfolgt erst in einem zweiten Schritt, wenn – z.B. im Zuge des Monitoring – sichergestellt ist, dass das Umweltziel tatsächlich verfehlt wird und die Prüfung nach § 30b WRG 1959 bzw. Artikel 4, Abs. 3 EU WRRL ergeben hat, dass die angeführten Voraussetzungen erfüllt sind. Die Ausweisung bzw. Kriterien dafür sind im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan darzustellen und alle 6 Jahre zu überprüfen.

Wesentliche Grundlage für die Kandidaten-Ausweisung bildete der EU Leitfaden „Guidance on the identification and designation of heavily modified and artificial water bodies“. Die generelle Vorgangsweise mit den relevanten Ausweisungsschritten ist in Abbildung M-2.5.6-1 schematisch dargestellt:

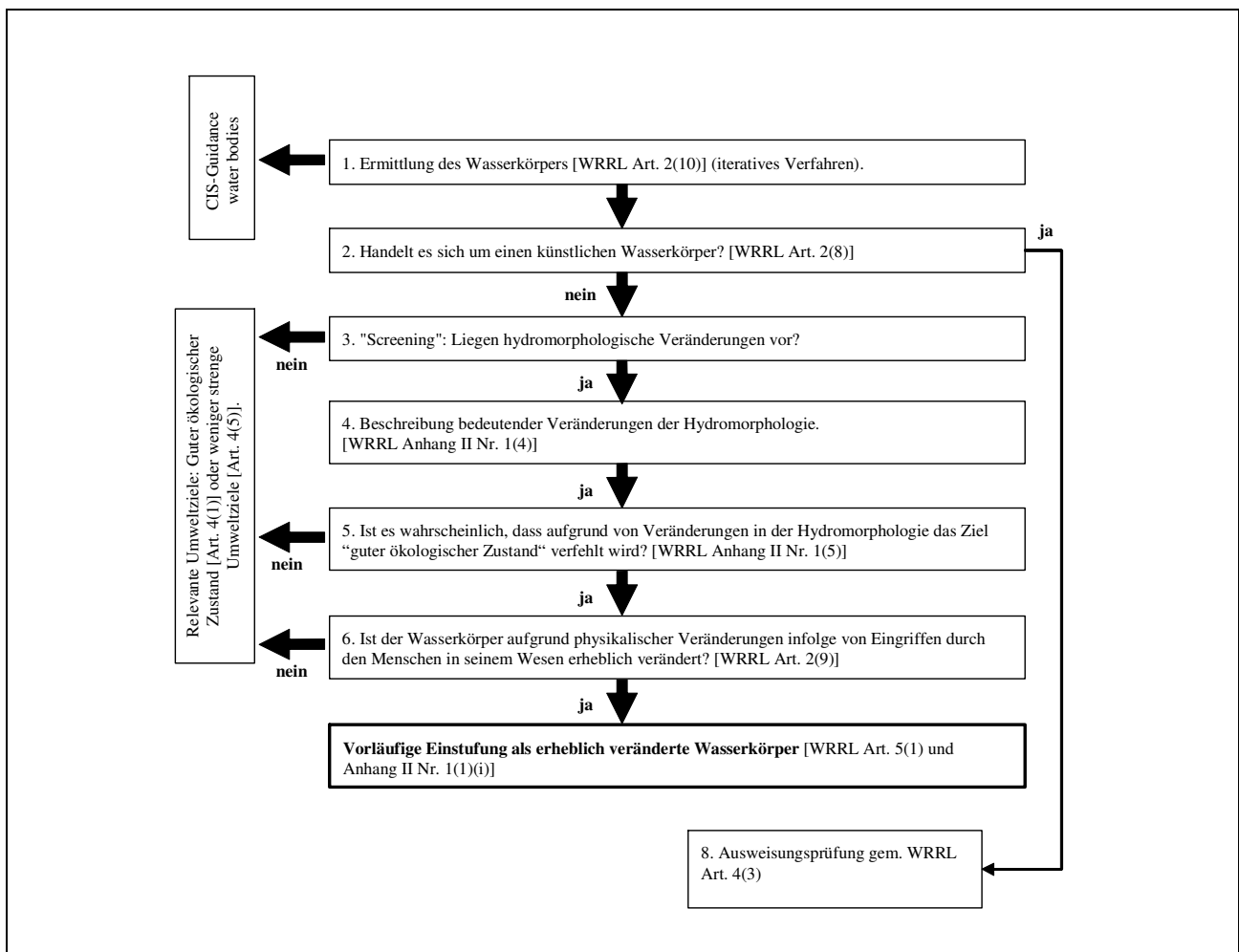


Abbildung M-2.5.6-1: Schematische Vorgangsweise bei der Vorläufigen Ermittlung der „künstlichen“ und der „erheblich veränderten“ Oberflächenwasserkörper“ gemäß EU Leitdokument

Schritt 1 - Identifizierung der Oberflächenwasserkörper (OWK)

Dieser Schritt ist bereits im Rahmen der Risikoanalyse gemäß der Kapitel 2.1 und 2.5 erfolgt.

Schritt 2 – Identifizierung des Oberflächenwasserkörpers als „künstlich“.

Die Abtrennung der künstlichen Gewässer erfolgte bereits im Rahmen der Zuordnung der Gewässertypen sowie der Wasserkörpereinteilung. Die Methodik ist in Kapitel 2.1.1 beschrieben. Bei den künstlichen Gewässern handelt es sich nicht um eine vorläufige Zuordnung zur Kategorie „künstliche oder erheblich veränderte Gewässer“, da für künstliche Gewässer in jedem Fall das „gute ökologische Potential“ – soweit nicht bereits das höchste Potential gegeben ist – als relevantes Umweltziel gilt.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die Ausweisung der künstlichen Wasserkörper derzeit noch nicht vollständig abgeschlossen ist.

Schritt 3, 4, und 5 – Prüfung, ob, anthropogen bedingte, erhebliche („signifikante“) hydromorphologische Veränderungen in Oberflächenwasserkörper (OWK) vorliegen, die möglicherweise eine Verfehlung des guten ökologischen Zustandes bedingen.

Diese Schritte sind sehr eng mit der Analyse der Auswirkung von Eingriffen in die Hydromorphologie der Gewässer und der diesbezüglichen Risikobewertung verknüpft (siehe Kapitel 2.3-2.5).

Ein OWK, dem bei der Risikoanalyse aus hydromorphologischer Sicht die Kategorie „kein Risiko“ zugeordnet wurde, wird niemals als Kandidat „erheblich verändertes Gewässer“ nominiert werden können. Das heißt aber auch, dass sich die Kandidaten-Prüfung nur für jene OWK sinnvoll ist, die bei der Risikoanalyse hinsichtlich der Auswirkungen der signifikanten hydromorphologischen Belastungen mit „Risiko“ bewertet wurden.

Schritt 6 – Prüfung hinsichtlich einer erheblichen Veränderung des Wesens des Wasserkörpers.

In diesem Schritt ist zu prüfen, ob die signifikanten hydromorphologischen Veränderungen auch zu einer wesentlichen Veränderung des Wesens des Oberflächenwasserkörpers führen. Dies ist gegeben, wenn die Veränderung bedeutend und dauerhaft/permanent ist sowie hydrologische und morphologische Veränderungen umfasst.

In Entsprechung der Punkte 3-6 des Schemas der Abbildung M-2.5.6-1 ergab sich daher für die Kandidatenausweisung als erstes die **Erhebung des hydromorphologischen IST-Zustandes**.

Unter Berücksichtigung des derzeitigen Daten-, Kenntnis- und Wissenstandes und der Tatsache, dass die Ausweisung eines Oberflächenwasserkörper (OWK) als Kandidat „erheblich veränderter Oberflächenwasserkörper“

- nicht bedeutet, dass der OWK definitiv als „erheblich veränderter Oberflächenwasserkörper“ ausgewiesen wurde, für den nunmehr nicht der „gute ökologische Zustand“ sondern ein abgemindertes Güteziel, nämlich das gute ökologische Potential gilt,
- jedoch bedeutet, dass der betreffende OWK im Monitoring zu berücksichtigen ist, bei dem letztendlich – in Verbindung mit den Ergebnissen der Interkalibrierung – der tatsächliche ökologische Zustand des OWK erhoben wird,
- und auch bedeutet, dass nunmehr die notwendigen Daten und Informationen gesammelt werden müssen, um eine Prüfung und nach Artikel 4 (3) a und b WRRL (bzw. § 30b Abs.1 und 2 WRG 1959) durchführen zu können

wurde für die Kandidatenausweisung 2004 folgende Festlegung getroffen:

- (1) Im Hinblick auf die Detaileinteilung der Oberflächenwasserkörper wird davon ausgegangen, dass – aufgrund einer signifikanten, bedeutenden und permanenten Veränderung der Hydromorphologie – eine erhebliche Veränderung des Wesens eines Oberflächenwasserkörpers gegeben ist, wenn mindestens eines der folgenden Kriterien a-g) erfüllt ist:
 - a) **Ökomorphologische Bewertung**; mehr als 70 % des Wasserkörpers sind entsprechend der Erhebung der strukturellen Veränderungen nach der 5-stufigen ökomorphologische Bewertung als Klasse 3-5 (bei Screeningmethode als Stufe „verändert oder stark verändert“) oder zu mehr als 30 % in Klasse 4-5 (bei Screeningmethode als Stufe „stark verändert“) bewertet. (Erläuterung: Die ökomorphologische Bewertung stellt dabei einen Summenparameter für morphologische Veränderungen hinsichtlich Linienführung, Breiten / Tiefen-Varianzen, Uferverbau, Umlandvernetzung, Sohlzustand, Rhitralisierung / Potamalisierung und dgl. dar).
 - b) Die Hydromorphologie (Veränderung der Fließgeschwindigkeit, der Sedimentverhältnisse, der Ufer, Umlandvernetzung u. dgl.) des Wasserkörpers wird durch eine **Staukette** oder einen großen Stausee oder zahlreiche (kleinere) Staue nachhaltig geprägt.
 - c) Bei einer Seehöhe von < 500 m liegt mindestens ein **Wanderungshindernis** vor.
 - d) Der Wasserkörper ist durch **Schwällerscheinungen** nachhaltig geprägt. Bei kleinen/ mittelgroßen Fließgewässern ist dies eingeschränkt auf ein Verhältnis von Sunk zu Schwall größer oder gleich 1 : 5.
 - e) Ein **Typ- oder Kategoriewechsel** ist aufgetreten (z. B. ein ursprüngliches Fließgewässer hat durch einen Aufstau einen Seecharakter erhalten; ein Rhitralgewässer wurde zu einem Potamalgewässer verändert oder umgekehrt).

- f) Nutzung eines natürlichen stehenden Gewässers als Speichersee mit starken **Wasserspiegelschwankungen** (Differenz zwischen monatlichem Minimum und monatlichen Maximum > 1m).
 - g) **Gewässertiefe oder Gewässergröße** eines stehenden Gewässers wurden maßgeblich verändert.
- (2) Bei jenen Wasserkörpern, bei denen mind. eines der o. a. Kriterien a-g) zutrifft, wurde anschließend – in Hinblick auf die zukünftige Entwicklung – die Frage nach der **Reversibilität** der hydromorphologischen Veränderungen gestellt. Derzeit liegen für eine diesbezügliche Auswertung und insbesondere die Prüfung, ob die Anforderungen nach Artikel 4 Abs.3 der EU WRRL bzw. § 30b WRG 1959 erfüllt sind, noch keine ausreichenden, detaillierten Daten vor. So wurde für die Vorläufige Ermittlung der erheblich veränderten Wasserkörper (Kandidatenausweisung) versucht abzuschätzen, ob die zur Wiederherstellung des guten ökologischen Zustandes erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale des Wasserkörpers wesentliche negative Auswirkungen auf maßgebliche öffentliche Interessen in Bezug auf die Erhaltung der Sicherheit der Menschen und eine nachhaltige Entwicklung haben könnte (siehe Abbildung M-2.5.6-2).

Unter Berücksichtigung dieser Aspekte wurden

- der Hochwasserschutz inkl. Siedlungstätigkeit/ Infrastruktur/ Urbanisierung,
- die Stabilisierung der Gewässersohle,
- die Stromproduktion aus erneuerbarer Energie und
- die Schifffahrt (eingeschränkt auf die Wasserstraße Donau)

als wichtige Nutzungen, die ein wesentliches öffentliches Interesse darstellen, identifiziert.

Wasserkörpern, die mindestens eine der unten angeführten signifikanten hydromorphologischen Belastungen aufweisen, deren Auswirkungen im Hinblick auf eine mögliche Zielverfehlung aber nicht abschätzbar waren, sodass der Wasserkörper aus hydromorphologischer Sicht als „Risiko nicht einstuftbar“ bewertet wurde (Kriterien aa) – dd)), konnten nicht in die Vorläufige Ermittlung einbezogen werden und wurden daher automatisch der Kategorie „**Zuordnung derzeit nicht möglich**“ zugewiesen.

- aa) Ökomorphologische Bewertung:** 30 %-70 % des Wasserkörpers sind entsprechend der Erhebung der strukturellen Veränderungen nach der 5-stufigen ökomorphologische Bewertung als Klasse 3-5 (bei Screening-Methode als Stufe „verändert oder stark verändert“) bewertet.

- bb)** Die Hydromorphologie (Veränderung der Fließgeschwindigkeit, der Sedimentverhältnisse, der Ufer, Umlandvernetzung u. dgl.) ist durch einen oder einige wenige kleinere Stau geprägt.
- cc)** **Wanderungshindernis:** mindestens 1 bei einer Seehöhe von 1200 bis 500 m oder mindestens 2 bei einer Seehöhe über 1200 m.
- dd)** Durch mindestens 1 Wasserentnahme kommt es bei Fließgewässern zu einer signifikanten **Restwasserstrecke** (Erläuterung: Rein hydrologische Veränderungen ohne wesentliche morphologische Veränderungen stellen gem. EU Leitdokument keinen Grund für die die Ausweisung eines Wasserkörpers als erheblich veränderter Wasserkörper dar. Dies ist spätestens bei der endgültigen Ausweisung der erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper im Flussbewirtschaftungsplan 2009 zu berücksichtigen. Aus österreichischer Sicht können hydrologische Veränderungen im Zuge einer Wasserentnahme aber sehr wohl auch eine Veränderung der Morphologie – z. B. hinsichtlich der Breiten-Tiefenvarianz, oder Sedimentzusammensetzung, Größe des besiedelbaren aquatischen Lebensraumes – bewirken. Da jedoch derartige detaillierte Informationen in der Regel für die Einzelfallbetrachtung noch nicht vorlagen, wird der hydrologischen Parameter „Wasserentnahme“ bei der Kandidatenausweisung 2004 in Zusammenhang mit der Kategorie „Zuordnung derzeit nicht möglich“ mitbetrachtet).

Die Einführung die Kategorie „Zuordnung derzeit nicht möglich“ hat sich als notwendig erwiesen, da hier das derzeitige Wissen nicht ausreicht, um eine eindeutige Entscheidung zwischen „kein Kandidat“ oder „Kandidat“ treffen zu können. Eine grundsätzliche Zuordnung dieser Wasserkörper zur Kategorie „kein Kandidat“ wäre nicht vertretbar, da sich nicht ausschließen lässt, dass beim Vorliegen der noch notwendigen Informationen/Daten sehr wohl erheblich veränderte Wasserkörper befinden. Ebenso wäre es nicht zulässig, diese Wasserkörper den „Kandidaten“ zuzuschlagen, da davon auszugehen ist, dass in Zukunft ein - derzeit noch nicht quantifizierbarer – Teil der Kategorie „kein Kandidat“ zugeschlagen werden muss.

Der Kategorie „Zuordnung derzeit nicht möglich“ wurden auch jene Wasserkörper zugeschlagen, bei denen zwar ein Risiko der Zielverfehlung aus hydromorphologischer Sicht gegeben ist (Erfüllung der o. a. Kriterien a-g), die Reversibilität der Maßnahme aufgrund der **Vor-Ort-Kenntnisse** aber nicht eindeutig abzuschätzen war.

In Entsprechung dieser Vorgangsweise (siehe auch zusammenfassende Darstellung in Abbildung M-2.5.6-2) wurden nun die Oberflächenwasserkörper überprüft und den Kategorien „kein Kandidat“ (Farbcode: grün), „Kandidat“ (Farbcode: grau) sowie „Zuordnung derzeit nicht möglich“

(Wasserkörper bleibt ohne Farbcode, zu sehen ist die blaue Hintergrundfarbe des Gewässernetzes) zugeordnet.

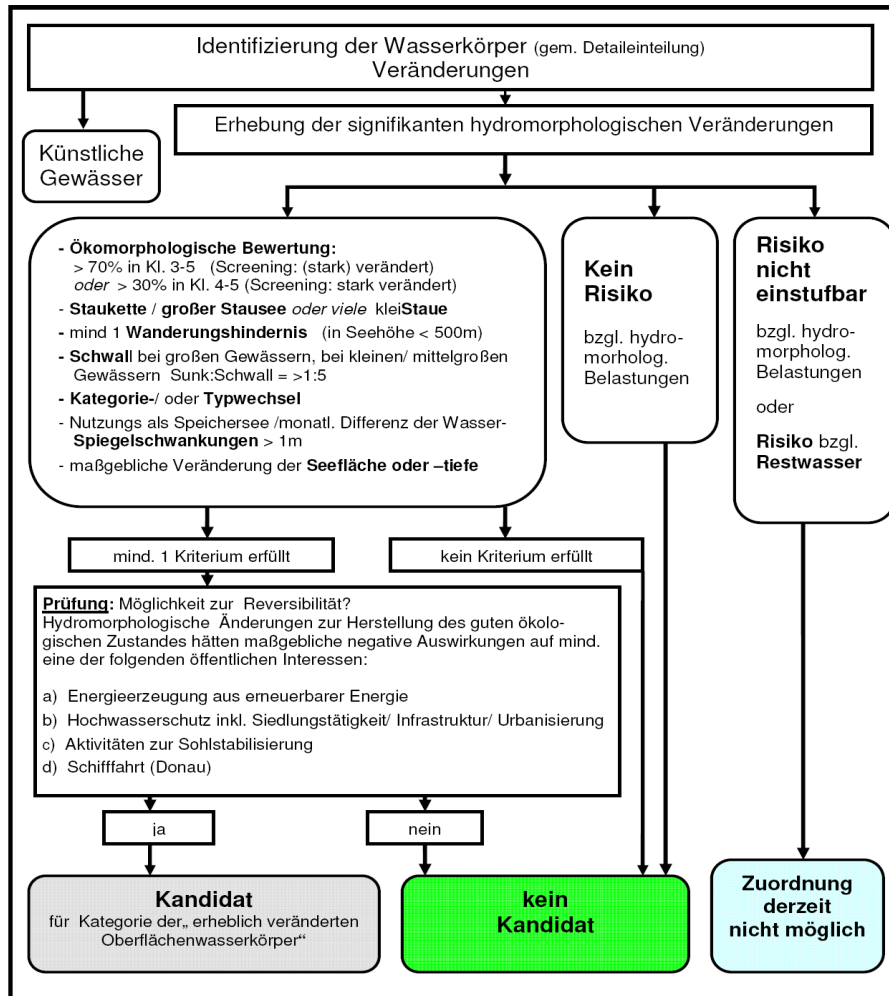


Abbildung M-2.5.6-2: Vorläufige Ermittlung von „erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern“ („Kandidatenausweisung“)

Aufgrund der vorhanden Daten ist die "Vorläufige Ermittlung der künstlichen und der erheblich veränderten Wasserkörper" (Kandidatenausweisung) derzeit nur für die Gewässer mit einem Einzugsgebiet von mehr als 100 km² und stehenden Gewässer mit einer Fläche von mehr als 50 ha erfolgt. Es ist darauf hinzuweisen, dass die Risikokriterien sowie die Kriterien zur Kandidatenausweisung auch für die Gewässer mit einem Einzugsgebiet von weniger als 100km² gelten. Da für diese derzeit allerdings in vielen Fällen keine ausreichenden Informationen über signifikante hydromorphologische Belastungen vorliegen, sind sie als "Risiko derzeit nicht einstuftbar" und in Bezug auf die Kandidatenausweisung als "Zuordnung derzeit nicht möglich" zu werten. Die Datenlücken werden in den kommenden Jahren geschlossen werden. Dies bedeutet, dass mit der vorliegenden „vorläufigen Ermittlung“ noch nicht eine endgültige Zuordnung aller österreichi-

schen Wasserkörper getroffen wird und auch nach 2004 noch weitere Kandidatenausweisungen an den Gewässern < 100 km² erfolgen werden.

Im Zuge eines verbesserten Datenbestandes sowie des sich laufend erweiternden Wissensstandes wird in Zukunft auch eine Verfeinerung der Kriterien erfolgen.

2.5.7. Risikobewertung der vorläufig ermittelten „künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper“

„Kandidaten für „erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper“:

Die Verfahren zur Bestimmung des ökologischen Potentials befinden sich noch in Entwicklung; wesentlich dafür wird auch die Festlegung der genauen Grenze zwischen „gutem“ und „mäßigem“ ökologischen Zustand sein, der 2005/2006 im Rahmen der Interkalibrierung europaweit abgestimmt werden wird. Daher wurde in Übereinstimmung mit den „CIS- Principles and Communication of Results of the First Analysis under the WFD, Juni 2004“ das Risiko bei den als „Kandidaten“ identifizierten Wasserkörpern nicht in Bezug auf die Zielverfehlung des „guten ökologischen Potentials“ bewertet, sondern auf die Verfehlung des „guten ökologischen Zustandes“. Das bedeutet, dass bei allen „Kandidaten“ automatisch auch aus hydromorphologischen Gründen ein „Risiko“ der Zielverfehlung besteht

Künstliche Oberflächenwasserkörper

Die Abschätzung einer möglichen Zielverfehlung kann sich bei künstlichen Gewässern naturgemäß nicht auf den guten ökologischen Zustand als geringe Abweichung vom gewässertypspezifischen (weitestgehend natürlichen) Referenzzustand beziehen, sondern nur auf das – aus derzeitiger Sicht zu definierende – gute ökologische Potential.

Es wurde davon ausgegangen, dass für die Abschätzung einer möglichen Zielverfehlung des „guten ökologischen Potentials“

- die morphologische Parameter grundsätzlich nicht in die Risikobewertung miteinbezogen werden, da sie in Zusammenhang mit der künstlichen Entstehung zu sehen sind,
- die hydrologische Parameter dann nicht einzuziehen sind, wenn sie durch den Entstehungs- bzw. ursprünglichen Nutzungszweck geprägt sind; ansonsten wird wie bei vergleichbaren natürlichen Gewässern in der Region vorgegangen,
- es bei den spezifischen Schadstoffen in der Vorgangsweise bei der Risikobewertung keinerlei Unterschied gibt, ob es sich um ein natürlich entstandenes oder künstliches Gewässer handelt, und

- die allgemein chemisch-physikalischen Parameter jenen eines natürlichen Gewässers mit vergleichbarer Ausprägung der hydro-/morphologischen Parameter in der Region entsprechen müssen. Ausgenommen davon sind jene künstlichen stehenden Gewässer, die aufgrund ihrer Entstehung bzw. ursprünglichen Nutzungszweckes eine spezifische – nicht in der Region natürlicherweise vorkommenden – Ausprägung der allgemein-chemisch physikalischen Parameter aufweisen (z.B. Fischteiche, Bergbaugewässer). Für diese Gewässer wurde jeweils ein spezifischer (trophischer) Referenzzustand festgelegt.

Die Ergebnisse der Risikobewertung der künstlichen sowie der als Kandidaten ermittelten „erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper“ sind lagemäßig in den Ergebniskarten dargestellt.

3. Grundwasser

3.1. Lage, Grenzen und Eigenschaften der Grundwasserkörper

Die folgenden Spezifikationen wurden vom Bund und den Bundesländern gemeinsam festgelegt, wobei die Vorgangsweise im Arbeitspapier „Lage und Abgrenzung von Grundwasserkörpern“ detailliert beschrieben.

Als Basis dienen vor allem die bereits bestehenden Messstellennetze und Grundwassergebietseinteilungen der quantitativen und qualitativen Hydrographie.

3.1.1. Ziele gemäß EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EU WRRL)

Für die erstmalige Beschreibung gemäß Anhang II, Ziffer 2.1 müssen Lage und Grenzen **aller** Grundwasserkörper festgelegt werden und aus der Beschreibung müssen Nutzung und Risiko erkennbar sein. Die Grundwasserkörper können dabei zu **Gruppen** zusammengefasst werden.

Es gelten folgende Begriffsbestimmungen (Artikel 2 EU WRRL):

- **Grundwasser:** alles unterirdische Wasser in der Sättigungszone, das in unmittelbarer Berührung mit dem Untergrund steht;
- **Grundwasserkörper:** ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter;
- **Grundwasserleiter:** eine unter der Oberfläche liegende Schicht oder Schichten von Felsen oder anderen geologischen Formationen mit hinreichender Porosität und Permeabilität, sodass entweder ein nennenswerter Grundwasserstrom oder die Entnahme erheblicher Grundwassermengen möglich ist.

Alle Grundwasserkörper liegen in einem Planungsraum, erstreckt sich ein Grundwasserkörper über mehreren Planungsräume, wird er dem am besten geeigneten zuzuordnen.

3.1.2. Methodik

3.1.2.1. Lage und Grenzen oberflächennaher Grundwasserkörper

Unter „Oberflächennahe Grundwasserkörper“ werden die Grundwasserkörper bis zur Basis des obersten relevanten Grundwasserstockwerkes verstanden, bzw. jene Anteile des Grundwassers, die sich im rezenten Wasserkreislauf befinden und nicht als Tiefenwässer zu bezeichnen sind. Der überwiegende Anteil der genutzten Grundwässer Österreichs stammt aus diesen Grundwässern.

Diese oberflächennahen Grundwasserkörper werden **flächendeckend** beschrieben, weil

- in praktisch allen geologischen Einheiten Grundwasser vorkommt;
- aufgrund der Siedlungsstruktur auch überall zumindest lokal genutzt wird;
- der flächendeckende Grundwasserschutz im österreichischen Wasserrecht eine lange Tradition hat;

Bei der Ausweisung von Grundwasserkörpern wird in folgenden zwei Schritten vorgegangen:

a) „Einzelgrundwasserkörper“

Einzelgrundwasserkörper sind jene, die sich nach der Definition im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie als ein hydrologisch zusammenhängendes, dreidimensional abgrenzbares Grundwasservolumen beschreiben lassen und eine Ausdehnung von mindestens ca. 50 km² erreichen. Diese Grenze kann in Abhängigkeit von der Nutzung, der möglichen Nutzung, des Gefährdungspotentiales und im Falle der Erstreckung über die Staatsgrenze über- oder unterschritten werden.

Solche Einzelgrundwasserkörper befinden sich größtenteils in quartären (glazialen und alluvialen) Sedimenten, die Aquifere sind als Porengrundwasserleiter ausgebildet.

Wenn ein Einzelgrundwasserkörper über zwei Planungsräume reicht, wird er dem am besten geeigneten zugeordnet.

b) „Gruppen von Grundwasserkörpern“

Die gesamte nicht als Einzelgrundwasserkörper ausgewiesene Fläche wird in Übereinstimmung mit dem oben erwähnten flächendeckenden Prinzip zu „Gruppen von Grundwasserkörpern“ zusammengefasst. Die Abgrenzung erfolgt einerseits nach den tektonischen Großeinheiten:

- Böhmisches Massiv,
- Molassezone, Wiener Becken, Steirisch-burgenländisches Becken,
- Flyschzone,
- Nördliche Kalkalpen,
- Zentralzone, und
- Südliche Kalkalpen,

denen jeweils auch bestimmte hydrogeologische Eigenschaften zugeordnet werden können, andererseits nach den Grenzen der Bearbeitungsgebiete, somit sind in jedem Bearbeitungsgebiet eine oder mehrere Gruppen für jede darin vorkommende tektonische Einheit ausgewiesen.

Jede dieser Gruppen besteht demnach aus einer nicht näher definierten Anzahl verschiedenartiger Grundwasserkörper innerhalb eines bestimmten hydrogeologischen Umfeldes, nach dem vorherrschenden Aquifer wird sie einem der drei folgenden Typen zugeordnet:

- vorwiegend Porengrundwasserleiter
- vorwiegend Kluftgrundwasserleiter
- vorwiegend Karstgrundwasserleiter

Die Gruppen von Grundwasserkörpern werden an der Staatsgrenze meist abgegrenzt und nur in Ausnahmefällen als grenzüberschreitend ausgewiesen.

3.1.2.2. Lage und Grenzen von „Tiefengrundwasserkörpern“

Unter den oberflächennahen Grundwasserkörpern liegende Tiefengrundwasserkörper werden nur dann ausgewiesen, wenn sie sich über einen größeren Bereich erstrecken, durch aktuelle Nutzungen wasserwirtschaftlich bedeutend sind und der Kenntnisstand ausreicht, um eine Beschreibung vorzunehmen. Über alle anderen bekannten, kleinräumigen und isolierten Vorkommen wird eine Evidenz geführt.

Die Abgrenzung folgt im Allgemeinen den gleichen Prinzipien wie bei den Oberflächennahen Grundwasserkörpern, wiewohl der Kenntnisstand zumeist geringer ist. Vertikal werden die als Trinkwasser genutzten Bereiche von den Thermalwässern abgegrenzt.

3.1.2.3. Eigenschaften

Zur Beschreibung der Eigenschaften wurde zu jedem Einzelgrundwasserkörper bzw. Gruppe von Grundwasserkörpern ein Datenblatt angelegt, das sowohl aus statistisch verwertbaren Kenngrößen wie Daten zu Klima, Mächtigkeit, Petrographie, Fläche etc. als auch aus einer verbalen hydrogeologischen Beschreibung besteht.

Diese Beschreibung geht etwas über den von der EU WRRL vorgegeben Rahmen für die Erstbeschreibung hinaus und nimmt bereits einen Teil der weitergehenden Beschreibung vorweg, dies erscheint für eine fundierte Risikobeschreibung notwendig und bereitet andererseits bei dem vorhandenen guten Kenntnisstand in Österreich keine größeren Probleme.

3.1.3. Charakteristik der über dem Grundwasser liegenden Schichten

Einleitung:

Im Hinblick auf die Umsetzung der EU WRRL haben die Mitgliedsstaaten im Zuge der erstmaligen Beschreibung zur Risikobeurteilung von Grundwasserkörpern auch eine Analyse über die „allgemeine Charakteristik der darüber liegenden Schichten des Einzugsgebiets, aus dem der Grundwasserkörper angereichert wird“ zu erstellen (Anhang II, Punkte 2.1 und 2.2 EU WRRL).

Mit der Charakterisierung der über dem Grundwasser liegenden Schichten sollen sowohl die schützenden Eigenschaften der Grundwasserüberdeckung als auch die möglichen Gefährdungspotentiale erfasst werden, denen ein Grundwasserkörper ausgesetzt sein kann.

Schutzwirkungsfunktionen der Grundwasserüberdeckung haben die Deckschichten und Böden.

Charakterisierung der Böden:

Zur flächenhaften Beurteilung der Böden steht die Österreichische Bodenkartierung 1:25.000 (SCHNEIDER et al., 2001) digital für 80 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche zur Verfügung, was gerade im Hinblick auf die bekannten Belastungsfaktoren (z.B. Nitrat) von besonderer Relevanz ist. Eine Bewertung der forstwirtschaftlich genutzten Böden und jener von Siedlungsräumen konnte wegen fehlender flächenhafter Kartierung nicht durchgeführt werden.

Methodik zur Charakterisierung der Böden:

Das Rückhaltevermögen für "gelöste Stoffe" im Boden wurde in Österreich vom Bundesamt für Wasserwirtschaft / Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (MURER 2003) in Anlehnung an eine Studie von (WARSTAT 1985) in erster Linie für Nitrat ermittelt, kann aber stellvertretend auch auf anorganische Salze mit ähnlichen löslichen und mobilen Eigenschaften übertragen werden. In den Profilbeschreibungen der Österreichischen Bodenkartierung M 1:25.000 stehen die relevanten Faktoren "Durchlässigkeit" und "Speicherkraft" zur Beurteilung des Rückhaltevermögens als halbquantitative Angaben für jede Bodenform zur Verfügung. Das potentielle Rückhaltevermögen von Böden wurde im Hinblick auf eine leichtere Handhabung der Bewertung in drei Kategorien unterteilt: "sehr gering", "gering" und "mittel bis sehr hoch". Für eine Beurteilung des Rückhaltevermögens der Böden – speziell für Nitrat – eines Grundwasserkörpers sind die gewählten Kategorien in Bezug auf die Speicherfähigkeit des Bodens zur Risikobeurteilung ausreichend gut abgesichert.

3.2. Von Grundwasser direkt abhängige Oberflächengewässer- Ökosysteme und Landökosysteme

Als vom Grundwasser direkt abhängige Oberflächengewässer und Landökosysteme (Feuchtgebiete) werden jene Natura 2000 – Gebiete betrachtet, die von den für Naturschutz zuständigen Behörden als relevante Gebiete mit grundwasserabhängigen Habitaten gemeldet wurden. Aufgrund noch unzureichender Methoden und der hierzu erforderlichen, derzeit aber fehlenden, ausreichenden Datengrundlagen ist eine Abschätzung der möglichen Gefährdung zu diesem Zeitpunkt noch nicht möglich.

3.3. Stoffliche Belastungen von Grundwasserkörpern - Methodik

Für die Abschätzung der stofflichen Belastungen der Grundwasserkörper wurden folgende Daten herangezogen:

- Landnutzungen nach Corine Landcover.

Die Oberfläche des Bundesgebietes ist nach einer europaweit einheitlichen Nomenklatur in Landbedeckungs- und Landnutzungsklassen (insgesamt 44 Klassen in drei hierarchischen Ebenen) grob nach folgenden Kriterien aufgeteilt:

- Landwirtschaftliche Flächen,
- Wald,
- Bebaute Flächen,
- Feuchtflächen, und
- Wasserflächen.

Auch für die Typisierung der einzelnen Messstellen (Landnutzung im Umkreis von 500 m um die Messstellen) wurden die Daten aus Corine Landcover herangezogen.

- Viehdichte.

In der Agrarstrukturerhebung wurden die Großvieheinheiten je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche 1999 erhoben.

Die Daten zur Viehdichte liegen auf Gemeindeebene vor. Die Anzahl der den Gemeinden zugeordneten Tiere wurde mit dem GVE-Schlüssel der OECD-Stickstoffbilanz für Österreich in GVE umgerechnet (<http://www.oecd.org/agr/env/indicators.htm>) (siehe Tabelle M-3.3-1). Die sich daraus ergebende Anzahl an GVE je Gemeinde wurde auf Bezirksebene aufsummiert und in der Karte G 4 in sechs Klassen als Schraffur mit den Klassengrenzen 0,5 / 1 / 1,5 / 2 / 2,5 dargestellt.

Tabelle M-3.3-1:		Tierkategorien und GVE-Schlüssel	
Tierart bzw. Tierkategorie	GVE -Schlüssel	Tierart bzw. Tierkategorie	GVE -Schlüssel
Einhufer (Pferde, Esel)	1,00	Mastschweine >110kg	0,15
Schlachtkälber	0,15	Jungsauen nicht gedeckt	0,15
andere Kälber männlich	0,30	Jungsauen erstbelegt	0,30
andere Kälber weiblich	0,30	Sauen gedeckt	0,30
Stiere & Ochsen	0,60	Sauen nicht gedeckt	0,30
Schlachtkälber älter 1 Jahr	0,60	Zuchteber	0,30
Zuchtkälber älter 1 Jahr	0,60	Mutterschafe	0,15
Schlachtkälber älter 2 Jahre	1,00	andere Schafe	0,15
Zuchtkälber älter 2 Jahre	1,00	Ziegen	0,15
Stiere & Ochsen älter 2 Jahre	1,00	andere Ziegen	0,15
Milchkühe	1,00	Masthühner	0,0015
andere Kühe	1,00	Legehennen	0,004
Jungschweine	0,11	Sonstiges Geflügel	0,01
Mastschweine 50 bis 80kg	0,15	Zuchtwild	0,15
Mastschweine 80 bis 110kg	0,15		

Daten der STATISTIK AUSTRIA werden nach dem Wirtschaftsprinzip erhoben, d. h. sämtliche Tiere eines Betriebes werden in der Regel der Gemeinde des Betriebssitzes zugeordnet, auch dann, wenn sie teilweise oder gänzlich in einer anderen Gemeinde gehalten werden.

- Siedlungseinheiten (Statistik Austria),
- Kläranlagen, Entsorgung über zentrale Kläranlagen,
- Altlasten (UBA, Länder),
- Deponien, Abfallbehandlungsanlagen, und
- IPPC Anlagen; Anlagen mit Wasseremissionen, soweit sie in der UBA-Datenbank „Abfallwirtschaftliche Anlagen- und Stoffdatenbank“ enthalten sind.

Die so ermittelten Daten werden in Beziehung zu Hydrologie und Boden gesetzt und für die Risikoabschätzung und die Überprüfung des Messstellennetzes verwandt.

3.4. Belastungen der Grundwasserkörper durch Entnahmen bzw. künstliche Anreicherungen

3.4.1. Allgemeine rechtliche Rahmenbedingungen

So werden mit § 30c WRG 1959 die Umweltziele für das Grundwasser festgelegt, welche unter anderem auch die Bestimmung des guten mengenmäßigen Zustands definieren. Demnach dürfen die Entnahmen langfristig das vorhandene nutzbare Grundwasserdargebot (verfügbare

Grundwasserressource) nicht überschreiten und darüber hinaus müssen auch die ökologischen Umweltziele in entsprechender Weise geschützt werden bzw. keiner signifikanten Schädigung unterliegen. Im Hinblick auf die Belastungen und Auswirkungen ist zudem in §59a Abs.3 WRG 1959 in einem elektronischem Register für Belastungen und Auswirkungen auch die Aufnahme von wasserwirtschaftlichen Daten wie z. B. entnommene Wassermengen, Verwendungszweck usw. vorgesehen.

3.4.2. Methodik zur Erhebung von Entnahmedaten bzw. der Datengrundlage

Die erhobenen Entnahmedaten werden für die Risikobeurteilung für sämtliche Gruppen von Grundwasserkörpern und auch einigen Einzelporengrundwasserkörpern mit unzureichenden Grundwasserstandsdaten herangezogen.

Folgende Entnahmearten wurden für die Erhebung der Entnahmedaten herangezogen:

1. Entnahmen für die Öffentliche Wasserversorgung und Eigenförderung von Trinkwasser einschließlich Brauchwasserentnahmen für den Wohnbereich und den Netzbezug für Industrie und Gewerbe
2. Entnahmen im Rahmen der landwirtschaftlichen Eigenförderung
3. Entnahmen im Rahmen der industriell / gewerblichen Eigenförderung

ad 1: Vorgangsweise zur Abschätzung der Trinkwasserentnahmen:

- Erfassen aller von den Betriebsergebnissen der Wasserwerke Österreichs 1999 und der ÖVGW (Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach - Dachverband der Wasserwerke) Erhebung 2003 erfassten Entnahmestellen aus denen Grundwasser entnommen wird,
- Zuordnung dieser Entnahmestellen zu Grundwasserkörpern,
- Ermittlung der in einem Grundwasserkörper erfassten Entnahmen (Summe der Entnahmen aus allen in einem Grundwasserkörper gelegenen Entnahmestellen)
- Zuordnung der Gemeinden zu den Grundwasserkörpern,
- Ermittlung der Anzahl der Einwohner in den einem Grundwasserkörper zugeordneten Gemeinden (ÖSTAT 2001 und Arbeitspapier „Lage und Grenzen der Grundwasserkörper“),
- Ermittlung der Anzahl der Einwohner in den einem Grundwasserkörper zugeordneten Gemeinden, die durch ein von der ÖVGW Statistik 2002 erfasstes Wasserwerk versorgt werden,
- Ermittlung der Verbrauchszahl in [m³] pro Jahr für Entnahmen aus dem Grundwasser in den, den in der ÖVGW Statistik 2002 ausgewiesenen Wasserwerken zugeordneten Ver-

sorgungsgebieten (Dieser Wert ergibt sich aus dem Produkte der gesamten Wasserabgabe und dem Anteil der Grundwasserentnahme an der Gesamtwasserförderung),

- Ermittlung der spezifischen Verbrauchszahl für Entnahmen aus dem Grundwasser für einen Grundwasserkörper in m³ pro Jahr und versorgtem Einwohner (Dieser Wert ergibt sich aus der Summe der Verbrauchszahlen für Entnahmen aus dem Grundwasser in den, einem Grundwasserkörper zugeordneten Versorgungsgebieten bezogen auf die Einwohner in den dem Grundwasserkörper zugeordneten Gemeinden, die durch die von der ÖVGW Statistik 2002 erfassten Wasserwerke versorgt werden),
- Ermittlung der Einwohner in den einem Grundwasserkörper zugeordneten Gemeinden, die nicht durch ein von der ÖVGW Statistik 2002 erfasstes Wasserwerk versorgt werden,
- Ermittlung der Entnahmen aus dem Grundwasser für die nicht, durch ein von der ÖVGW Statistik 2002 erfasstes Wasserwerk, versorgten Einwohner in den, einem Grundwasserkörper zugeordneten Gemeinden, und
- Ermittlung der gesamten Entnahme in einem Grundwasserkörper (Die gesamte Entnahme ergibt sich aus der Summe der erfassten Entnahmen und jenen Entnahmen, die mittels der spezifischen Verbrauchszahl für die nicht durch die ÖVGW Statistik 2002 erfassten Einwohner ermittelt wurden).

ad 2: Vorgangsweise zur Abschätzung der landwirtschaftlichen Entnahmen:

- Ermittlung der bewässerbaren Flächen aus der Agrarstrukturerhebung 1999 auf Gemeindeebene,
- Ermittlung der bewässerbaren Flächen je Grundwasserkörper (Summe der bewässerbaren Flächen aller Gemeinden, die innerhalb der Grenzen eines Grundwasserkörpers liegen),
- Ermittlung der tatsächlich bewässerten Flächen je Grundwasserkörper, das sind rd. 45 % der bewässerbaren Flächen (Basis: Agrarstrukturerhebung 1995),
- Ermittlung der bundesländerspezifischen Beregnungshöhe (Basis Agrarstrukturerhebung 1995 und fruchtartenspezifische Beregnungshöhen),
- Ermittlung der Beregnungshöhe je Grundwasserkörper (bundesländerspezifische Beregnungshöhe bzw. gewichtetes Mittel der bundesländerspezifischen Beregnungshöhen),
- Ermittlung der jährlichen Entnahmemenge für Beregnungszwecke je Grundwasserkörper (Produkt aus der für den einzelnen Grundwasserkörper ermittelten Beregnungshöhe und der tatsächlich bewässerten Fläche),
- Ermittlung des Viehbestandes aus der Agrarstrukturerhebung 1999 auf Gemeindeebene,

- Ermittlung des jährlichen Wasserverbrauches für die Viehhaltung je Gemeinde (Summe der Produkte aus dem jeweiligen Wasserbedarf für die einzelnen Vieharten und der Anzahl der Tiere einer Viehart in der Gemeinde),
- Ermittlung des jährlichen Wasserverbrauches für die Viehhaltung je Grundwasserkörper (Summe des jährlichen Wasserverbrauches für die Viehhaltung aller Gemeinden, die innerhalb der Grenzen eines Grundwasserkörpers liegen),
- Ermittlung der jährlichen Entnahmemenge aus dem Grundwasser für die Viehhaltung je Grundwasserkörper (Produkt aus dem jährlichen Wasserverbrauches für die Viehhaltung in einem Grundwasserkörper und dem prozentuellen Anteil der Trinkwasserversorgung aus dem Grundwasser an der gesamten Trinkwasserversorgung) und
- Ermittlung der jährlichen landwirtschaftlichen Entnahmemenge je Porengrundwasserkörper (Summe der jährlichen Entnahmemenge für Berechnungszwecke und der jährlichen Entnahmemenge aus dem Grundwasser für die Viehhaltung).

ad 3: Vorgangsweise zur Abschätzung der industriell/gewerblichen Eigenförderung aus dem Grundwasser:

- Ermittlung des Wassereinsatzes und dessen Herkunft aus 230 Umwelterklärungen, Firmendaten und Studien relevanter Betriebe,
- Zuordnung der einzelnen Betriebe zu einer NACE Gruppe (Nomenclature statistique des Activites economiques dans la Communauté Europeenne)
- Ermittlung der spezifischen Grundwasserentnahmen pro Umsatz und je Mitarbeiter für jede NACE-Gruppe,
- Erfassung aller Industrie- und Gewerbebetriebe (Umsatz und Mitarbeiter) auf Ebene der Postleitzahlen getrennt nach NACE-Gruppen,
- Ermittlung der Entnahmen aus dem Grundwasser auf Basis der für jede NACE-Gruppe ermittelten spezifischen Grundwasserentnahmen auf Postleitzahlebene,
- Zuordnung der Postleitzahlen zu den einzelnen Grundwasserkörpern und
- Ermittlung der industriell / gewerblichen Entnahmen aus den einzelnen Grundwasserkörpern.

Die Datenerhebung selbst erfolgte zum Großteil über externe Auftragsvergaben, Plausibilitätsprüfungen wurden, soweit wie möglich, durchgeführt.

3.4.2.1. Künstliche Anreicherungen

Die einzelnen künstlichen Grundwasseranreicherungen wurden dem Bericht der Republik Österreich (2002) an die Europäische Kommission zur Umsetzung der Grundwasserrichtlinie der EU 80/68/EG entnommen und durch die letzten Ergebnisse ergänzt. Es wurden somit alle bescheidmäßigen Anlagen in Österreich erfasst.

3.5. Risikobeurteilung Grundwasserkörper

3.5.1. Risikobeurteilung Grundwasserqualität

Die Beurteilung des Risikos, dass Grundwasserkörper den guten chemischen Zustand nicht erreichen, erfolgt entsprechend dem Bund-Bundesländer-Arbeitspapier nach Möglichkeit auf Basis der vorhandenen WGEV Daten (Das sind Daten aus dem nationalen Monitoringsystem der „Erhebung der Wassergüte“ in Österreich). Das ist unter anderem auch in Übereinstimmung mit dem den EU CIS Leitdokumenten. Dazu wird zuerst geprüft, ob diese Beurteilung mit den vorhandenen Daten möglich ist und, unter anderem, ob das vorhandene Messnetz die bestehenden Verhältnisse in repräsentativer Weise erfasst und die vorläufige Risikobeurteilung auf Basis der vorhandenen WGEV Daten zulässig ist.

Dazu stehen bundesweit folgende Informationen zur Verfügung, die in die Beurteilung mit einfließen:

- Art der Messstelle,
- Flächennutzung/Einflussfaktoren im Umfeld der Messstelle,
- Messstellendichte, und
- Messstellenverteilung.

Ausgangspunkt für die Überprüfung ist die begründete Annahme, dass das bisherige WGEV Messnetz als ein repräsentatives, aussagekräftiges Messnetz konzipiert und laufend adaptiert wurde. Durch die neue Abgrenzung der Einzelgrundwasserkörper und der Gruppen von Grundwasserkörper haben sich allerdings fallweise beachtliche Änderungen der Gebietsgrenzen ergeben, speziell bei den Gruppen von Grundwasserkörper. Daher ergeben sich in einigen Fällen Flächen, die nur sehr unzureichend oder gar nicht durch Messstellen abgedeckt sind.

Zur vorläufigen Beurteilung des Messnetzes wurden für die Einzelgrundwasserkörper und die Gruppen von Grundwasserkörper jeweils unterschiedliche Methoden ausgearbeitet und durchgeführt. Diese werden in den nachfolgenden Kapiteln genauer erläutert.

Für den Fall, dass keine oder nur eine unzureichende Abdeckung eines GWK durch WEGV - Messstellen gegeben ist, können allenfalls auch Grundwasserqualitätsdaten aus anderen Erhebungen heran gezogen werden. Erfasst das damit ergänzte Messnetz die hydrogeologischen Verhältnisse in repräsentativer Weise, so erfolgt die vorläufige Risikobeurteilung anhand der Qualitätsdaten. Ist dies nicht der Fall, so wird die vorläufige Risikobeurteilung mittels Analogieschlüssen abgeleitet. Zu diesem Zweck wurde ein Modellansatz erarbeitet.

Im Anschluss an die vorläufige Beurteilung der Messnetzeignung und die vorläufige Risikobeurteilung durch den Bund wird für alle Grundwasserkörper auf Länderebene überprüft, ob das Messnetz „Repräsentativität im Sinne der hydrogeologischen Verhältnisse“ aufweist. Ist dies der Fall, so wird das Messnetz jedenfalls als geeignet eingestuft und die Risikobeurteilung anhand der WGEV Daten durchgeführt. Ist dies nicht der Fall, so wird die Risikobeurteilung mittels Analogieschlüssen abgeleitet.

3.5.2. Methodik zur Überprüfung des WGEV - Messnetzes

3.5.2.1. Überprüfung des WGEV - Messnetzes bei Einzelgrundwasserkörpern

Als ersten Anhaltspunkt zur Überprüfung des Messnetzes, ob es die bestehenden Verhältnisse bei zusammenhängenden GWK in repräsentativer Weise erfasst, soll die Verteilung der Messstellen anhand des Netzwerk Kriteriums (Repräsentativitäts-Index R_u) beurteilt werden. Diese Methode wurde in der EU CIS Arbeitsgruppe 2.8 erarbeitet (www.wfdgw.net/).

Der Repräsentativitäts-Index R_u wurde zur Bewertung der Homogenität des Messnetzes (im Sinne einer räumlichen Repräsentativität) entwickelt.

Zur Beurteilung der Homogenität eines Messnetzes, d. h. der homogenen Verteilung von Messstellen im gesamten Grundwasserkörper, wird der mittlere kleinste Abstand von jedem Punkt im Gebiet zur nächstgelegenen Messstelle ermittelt und zum mittleren kleinsten Abstand in einem Netzwerk mit optimaler Messstellenverteilung (gleichseitige Dreiecke) in Relation gesetzt (Angabe in Prozent). In einem theoretischen Netzwerk mit optimaler Messstellenverteilung ist der Repräsentativitäts-Index 100 %. Je weiter die Messstellenverteilung vom Optimum abweicht, umso niedriger liegt der Repräsentativitäts-Index. Der vorgeschlagene Algorithmus ist auch bei GW-Körpern mit sehr wenigen Messstellen sowie bei langgestreckten GW-Körpern anwendbar. Es können allenfalls auch Grundwassermessstellen und Qualitätsdaten aus anderen Erhebungen heran gezogen werden, um die Repräsentativität zu erhöhen.

Die folgende Matrix gibt an, wie durch die Anzahl der Messstellen und den „Repräsentativitätsindex R_u “ festgelegt ist, wann ein Messnetz als repräsentativ, bedingt repräsentativ bzw. nicht repräsentativ beurteilt wird.

	MST < 3	3 ≤ MST < 5	5 ≤ MST < 10	MST ≥ 10
$R_u < 50$	Messnetz nicht repräsentativ			
$50 \leq R_u < 70$	Messnetz bedingt repräsentativ			
$R_u \geq 70$	Messnetz bedingt repräsentativ		Messnetz repräsentativ	

	Messnetz repräsentativ
	Messnetz bedingt repräsentativ
	Messnetz nicht repräsentativ

Ein Netzwerk wird als **repräsentativ** betrachtet wenn:

- mehr als 5 Messstellen im Einzelgrundwasserkörper liegen und der Repräsentativitäts-Index zumindest 70 % aufweist.

Ein Netzwerk wird als **bedingt repräsentativ** betrachtet wenn:

- lediglich 3 oder 4 Messstellen im Einzelgrundwasserkörper liegen, der Repräsentativitäts-Index aber zumindest 70 % aufweist, oder
- mehr als 3 Messstellen im Einzelgrundwasserkörper liegen und der Repräsentativitäts-Index zwischen 50 % und 70 % beträgt.

Ein Netzwerk wird als **nicht repräsentativ** betrachtet wenn:

- der Repräsentativitäts-Index unter 50 % liegt bzw. weniger als 3 Messstellen im Einzelgrundwasserkörper liegen.

Bei dieser Vorgangsweise wird von homogenen hydrogeologischen Verhältnissen ausgegangen, die naturgemäß nicht immer gegeben sind. Daher wird im Anschluss an die vorläufige Beurteilung der Messnetzeignung auf Basis objektiver Kriterien und die vorläufige Risikobeurteilung durch den Bund für alle Grundwasserkörper auf Länderebene überprüft, ob basierend auf dem Expertenwissen der Fachabteilungen das Messnetz Repräsentativität im Sinne der hydrogeologischen Verhältnisse aufweist oder nicht.

3.5.2.2. Überprüfung des WGEV Messnetzes bei Gruppen von Grundwasserkörpern

Da bei Gruppen von Grundwasserkörpern davon ausgegangen werden kann, dass eine hydrogeologische Homogenität zumeist nicht vorliegt, ist auch die Anwendung des „Netzwerk Kriteriums“ nicht zielführend.

Zur Überprüfung des Messnetzes, ob es die Verhältnisse repräsentativ erfasst, wird eine Methode angewendet, die auf die Messstellendichte abzielt. Dabei wird je Grundwasserleitertyp die durchschnittliche Fläche ermittelt, die von allen Messstellen repräsentiert wird und diese der tatsächlichen Fläche je Messstelle gegenübergestellt. Die mittleren Flächen werden als Vergleichsgrößen herangezogen, da von einem bestehenden repräsentativen und aussagekräftigen WGEV Messnetz ausgegangen wird. Die Vorgangsweise ist wie folgt:

- Um alle Messstellen einer Gruppe von Grundwasserkörpern werden zur groben Ermittlung der Fläche pro Messstelle Thiessen – Polygone gelegt und berechnet,
- Jeweils für die Grundwasser-Leitertypen vorwiegend Karst-, Kluft- und Poren-Grundwasserleiter werden die durchschnittlichen Flächen der Thiessen – Polygone ermittelt,
- Für jede Messstelle wird das Verhältnis von Einzelpolygonfläche zu Durchschnittsfläche ermittelt; jeweils für die GW-Leitertypen vorwiegend Karst-, Kluft- und Poren-Grundwasserleiter
- Diese Verhältnisse bzw. die Abweichungen vom Mittelwert werden in folgende Klassen eingeteilt:
 - bis 100 % d. h. Einzelpolygonfläche der Messstelle ist kleiner oder gleich dem Mittelwert
 - 101–200 % = Fläche liegt zwischen dem Mittelwert und dem 2-fachen Mittelwert
 - 201–400 % = Fläche liegt zwischen dem 2-fachen und dem 4-fachen Mittelwert
 - 400 % d. h. die Einzelpolygonfläche der Messstelle ist zumindest 4-mal größer als die Durchschnittsfläche je vorwiegendem Leitertyp,
 - keine Messstelle

Die ermittelten Durchschnittspolygonflächen je GW-Leitertyp betragen:

- vorwiegend Poren-Grundwasserleiter: 48 km²/MST
- vorwiegend Kluft-Grundwasserleiter: 114 km²/MST
- vorwiegend Karst-Grundwasserleiter: 99 km²/MST

Die folgende Matrix gibt an, wie durch die Anzahl der Messstellen und den Anteil der Einzelpolygonflächen in Gruppen von Grundwasserkörpern, der in einer bestimmten Klasse zu liegen kommt, festgelegt ist, wann ein Messnetz als repräsentativ, bedingt repräsentativ bzw. nicht repräsentativ beurteilt wird.

	MST < 3	3 ≤ MST < 5	5 ≤ MST < 10	MST ≥ 10
CI 4 > 0				
CI 3 > 50% CI 4 = 0				
CI 3 ≤ 50% CI 4 = 0				

Abweichungsklassen vom Mittelwert		Messnetz repräsentativ
CI 4 ... > 400 %		Messnetz bedingt repräsentativ
CI 3 ... 201 - 400 %		Messnetz nicht repräsentativ
CI ... Klasse		

Ein Netzwerk wird als **repräsentativ** betrachtet wenn:

- zumindest 5 Messstellen in der Gruppe von Grundwasserkörper liegen und maximal 50 % der Einzelpolygonflächen eine Abweichungen zur Durchschnittspolygonfläche zwischen dem 2-fachen und dem 4-fachen aufweisen (d. h. max. 50 % Flächen zwischen 201–400 %), jedoch keine Einzelpolygonflächen mit mehr als 400 % Abweichung vorliegen.

Ein Netzwerk wird als **bedingt repräsentativ** betrachtet wenn:

- 3 oder 4 Messstellen in der Gruppe von Grundwasserkörper liegen und maximal 50 % der Einzelpolygonflächen eine Abweichungen zur Durchschnittspolygonfläche zwischen dem 2-fachen und dem 4-fachen aufweisen (d. h. max. 50 % Flächen zwischen 201–400 %), jedoch keine Einzelpolygonflächen mit mehr 400 % als Abweichung vorliegen.
- zumindest 3 Messstellen in der Gruppe von Grundwasserkörper liegen und mehr als 50 % der Einzelpolygonflächen eine Abweichungen zur Durchschnittspolygonfläche zwischen dem 2-fachen und dem 4-fachen aufweisen (d. h. max. 50 % Flächen zwischen 201–400 %), jedoch keine Einzelpolygonflächen mit mehr als 400 % Abweichung vorliegen.

Ein Netzwerk wird als **nicht repräsentativ** betrachtet wenn:

- Einzelpolygonflächen in Gruppen von Grundwasserkörpern die Durchschnittspolygonfläche um mehr als das 4-fache überschreiten (d. h. max. > 0 % Flächen > 400 %).

Im Anschluss an die vorläufige Beurteilung der Messnetzeignung auf Basis objektiver Kriterien und die vorläufige Risikobeurteilung durch den Bund wird für alle Grundwasserkörper auf Länder-ebene überprüft, ob basierend auf dem Expertenwissen der Fachabteilungen das Messnetz Re-präsentativität im Sinne der hydrogeologischen Verhältnisse aufweist oder nicht.

3.5.3. Risikobeurteilung mit GW-Qualitätsdaten – Kriterien und Parameter

Da es gegenwärtig keine EU Vorgaben für die Ermittlung des „guten Zustandes von Grundwas-serkörpern“ gibt, werden dafür die nationalen Kriterien aus der Grundwasserschwellenwertver-ordnung (GSwV) BGBl Nr. 502/1991 idF. BGBl Nr. II 147/2002 herangezogen. Daher erfolgt auch die Beurteilung eines Risikos den „guten chemischen Zustand“ zu verfehlen, auf Basis der Vor-gaben der GSwV. Zusätzlich werden Trendauswertungen gemäß den Vorgaben der EU WRRL erstellt. Die Vorgangsweise wird nachfolgend dargestellt.

Bezüglich des Auswertekriteriums „chemischer Zustand“ werden ausschließlich die „voraussichtli-chen Maßnahmegebiete“ als jene Gebiete im Sinne der WRRL ausgewiesen, für die ein Risiko der Zielverfehlung gesehen wird.

Bezüglich des Auswertekriteriums „Trend“ werden ausschließlich jene Gebiete ausgewiesen, für die ein Risiko der Zielverfehlung gesehen wird, wenn eine aufsteigende Trendlinie eines relevan-ten Grundwasser-Qualitätsparameters 75 % des Parameterwertes der Trinkwasserverordnung BGBl Nr. II 304/2001 überschreitet.

3.5.4. Relevante Parameter

Jene Parameter sind für die Risikobeurteilung des Zustands relevant, die in der GSwV angeführt sind und für die zugleich Parameterwerte TVO festgelegt sind. Es handelt sich somit um folgende Parameter:

Tabelle M-3.5.4-1: Relevante Grundwasser Qualitätsparameter für die Risikobeurteilung

Parameter	GSwV Schwellenwerte
Nitrat	45 [mg/l]
Atrazin	0,1 [µg/l]
Desethylatrazin	0,1 [µg/l]

Parameter	GSwV Schwellenwerte
Cadmium	0,003 [mg/l]
Bentazon	0,1 [µg/l]

Für Bentazon und Cadmium, für sämtliche sonstigen Pflanzenschutzmittel, alle Schwermetalle und alle organischen Schadstoffe, war es – aufgrund der umfangreichen Datenlage – ersichtlich,

dass weder aus Sicht des „chemischen Zustandes“ noch aus Sicht des „Trend“ eine Gefährdung vorliegt.

3.5.5. Auswertekriterium „chemischer Zustand“

Gemäß der Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV) BGBl Nr. 502/1991 idF. BGBl Nr. II 147/2002 kommen folgende „Auswertekriterien“ bei den Parametern der Tabelle M-3.5.4-1 zur Anwendung:

- (1) Ein Grundwasserkörper wird als „voraussichtliches Maßnahmengebiet“ bezeichnet, wenn im vorgegebenen Auswertzeitraum (zwei Jahre: 1.1.2001 bis 31.12.2002) im jeweiligen Grundwasserkörper gleichzeitig 50 % oder mehr Messstellen gefährdet sind.
- (2) Eine Messstelle gilt dann als gefährdet, wenn das arithmetische Mittel der Messwerte im Auswertzeitraum den zugehörigen Schwellenwert überschreitet. Ausgenommen davon sind Messstellen mit geogener oder sonstiger natürlicher Hintergrundbelastung.

Zur Ausweisung eines „voraussichtlichen Maßnahmengebietes“ müssen folgende Bedingungen erfüllt sein:

- mindestens fünf Beprobungen an jeder Messstelle im Auswertzeitraum, und
- mindestens fünf Messstellen im Grundwasserkörper, die die erforderliche Beprobungsanzahl erfüllen, entsprechend der bisherigen Praxis bei bundesweiten Auswertungen wie z.B. WGEV – Jahresberichten.

3.5.6. Auswertekriterium „Trend“

Die in Tabelle M-3.5.4-1 gelisteten Parameter wurden für den Beobachtungszeitraum 1.1.1997 bis 31.12.2002 auf Trendentwicklung geprüft. Der Zeitraum wurde vorgegeben, da mit Ende 1996 der Vollausbau des Messnetzes abgeschlossen war und somit weitgehend konsistente Zeitreihen vorliegen. Dazu wurden die Daten mit dem Statistikpaket WATERSTAT untersucht, welches im Rahmen der EU CIS Arbeitsgruppe 2.8 entwickelt wurde und die vorgeschlagenen statistischen Methoden integriert.

Es wurde festgelegt, dass ein Risiko besteht, den „guten chemischen Zustand“ unter anderem dadurch nicht zu erreichen, wenn für die relevanten Grundwasser Qualitätsparameter laut Tabelle M-3.5.4-1 eine ansteigende Trendlinie 75 % des Parameterwertes der Trinkwasser Verordnung überschreitet.

Voraussetzung für die Trendauswertung ist eine Mindestanzahl von drei Messstellen je Gebiet sowie eine Regularisierung / Aggregierung der Messdaten je Gebiet. Abhängig vom gewählten

Regularisierungsintervall (vierteljährlich) erfolgt die Mittelwertbildung zuerst je Messstelle und in einem weiteren Schritt über den Grundwasserkörper. Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze (LOQ = limit of quantification) bzw. unterhalb der Nachweisgrenze (LOD = limit of detection) werden durch die halbe Bestimmungsgrenze bzw. Nachweisgrenze ersetzt (50 % LOQ bzw. LOD).

Die Trendberechnung basiert im vorliegenden Bericht auf vierteljährlich aggregierten Daten. Folgende Kriterien müssen für einen Nachweis eines Trends erfüllt werden:

- Auf Basis einer vierteljährlichen Aggregation muss die Zeitreihe eine minimale Länge von fünf Jahren aufweisen.
- Das mittlere Verhältnis von AM_0 zu AM_{100} soll zumindest 0,6 betragen. Dabei entspricht AM_0 dem arithmetischen Mittel, wobei alle LOQ/LOD Werte durch Null ersetzt werden und AM_{100} dem arithmetischen Mittel, bei dem die vollen Bestimmungsgrenze bzw. Nachweisgrenzen eingesetzt werden.

3.5.7. Risikobeurteilung durch Analogieschlüsse – Modell

Das vorliegende Kapitel beschreibt die Grundzüge jenes Modells, anhand dessen im Rahmen der Risikobeurteilung mittels Analogieschlüssen das Konzentrationsniveau der Grundwasserqualitätsparameter von Einflussfaktoren abgeleitet werden soll. Diese Methode der Analogieschlüsse soll bei Grundwasserkörpern ohne Messstellen bzw. bei Grundwasserkörpern, wo das Messnetz die Verhältnisse nicht ausreichend erfasst, Anwendung finden.

Im Modell wurden für jedes Jahr die Wasserqualitäts-Mittelwerte der GWK den Einflussfaktoren gegenübergestellt und damit die Parameter für das Modell ermittelt. Ziel war, möglichst gute Kausalzusammenhänge zu erkennen.

3.5.7.1. Wahl des Modells, Rahmenbedingungen

Die Beurteilung des Risikos erfolgt mangels Vorgaben in der EU WRRL anhand der nationalen Kriterien der Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV) BGBl Nr. 502/1991 idF. BGBl Nr. II 147/2002. Basis für die Beurteilung ist der Anteil gefährdeter Messstellen in einem Grundwasserkörper. Da zwischen dem Anteil gefährdeter Messstellen je Grundwasserkörper und dem jeweiligen arithmetischen Mittel ein gut ausgeprägter linearer Zusammenhang besteht (siehe Abbildung M-5.3.7-1), und sich das arithmetische Mittel für statistische Abschätzungen besser eignet, wird im vorliegenden Bericht ein statistisches Modell zur Risikoabschätzung auf Basis der Mittelwerte der Grundwasserkörper vorgestellt.

Dieses Modell basiert auf einem „gewichteten multifaktoriellen Quotientenmodell“ für die einzelnen Messstellen, wobei neben messstellenbezogenen Faktoren auch Faktoren auf Gemeindeebene und auf der Ebene des Grundwasserkörpers einbezogen werden.

Ansatz des gewichteten multifaktoriellen Quotientenmodells für den Parameter Nitrat:

$$\text{Nitrat [mg/l]} = [9,352 + 21,848 * \text{Flächenanteil an nicht bewässertem Ackerland} + 12,568 * \text{Anteil an Hausbrunnen} + 0,028 * \text{mittlerer Jahresniederschlag auf Gemeindeebene} + 237,41 * \text{Anteil der Anbaufläche für Wintergerste} + 108,173 * \text{Anteil der Anbaufläche für Hackfrüchte} + 0,166 * \text{Summe aus sehr geringem und geringem Rückhaltevermögen für gelöste Substanzen} + 111,182 * \text{Anteil Weinbauflächen} - 0,015 * \text{Seehöhe}] / 2 * \text{Mittlerer Jahresniederschlag/439mm} - 1$$

Tabelle M-3.5.7-1: Eingangswerte in das Modell für den Parameter Nitrat:

Wert	Parameter
9,352	Konstante
21,848	* Flächenanteil an nicht bewässertem Ackerland
12,568	* Anteil an Hausbrunnen
0,028	* mittlerer Jahresniederschlag auf Gemeindeebene
237,41	* Anteil der Anbaufläche für Wintergerste
108,173	* Anteil der Anbaufläche für Hackfrüchte
0,166	* Summe aus sehr geringem und geringem Rückhaltevermögen für gelöste Substanzen
111,182	* Anteil Weinbauflächen
-0,015	* Seehöhe (Höhe im Vergleich zu m ü. A.)

/ Abminderungsfaktor = 2 * Mittlerer Jahresniederschlag/439mm - 1

Ansatz des gewichteten multifaktoriellen Quotientenmodells für den Parameter Atrazin:

$$\text{Atrazin [µg/l]} = 0,018 + 0,026 * \text{Flächenanteil an nicht bewässertem Ackerland} + 0,01 * \text{Anteil an Hausbrunnen} - 0,008 * \text{Anteil der geologischen Kies-Sand Struktur im Messstellenbereich} + 0,106 * \text{Anteil der Anbaufläche für Mais}$$

Tabelle M-3.5.7-2: Eingangswerte in das Modell für den Parameter Atrazin

Wert	Parameter
0,018	Konstante
0,026	* Flächenanteil an nicht bewässertem Ackerland
0,01	* Anteil an Hausbrunnen
-0,008	* Anteil der geologischen Kies-Sand Struktur im Messstellenbereich
0,106	* Anteil der Anbaufläche für Mais

Ansatz des gewichteten multifaktoriellen Quotientenmodells für den Parameter Desethylatrazin:

Desethylatrazin [$\mu\text{g/l}$] = 0,023 Konstante + 0,037 * Flächenanteil an nicht bewässertem Ackerland + 0,014 * Anteil an Hausbrunnen - 0,011 * Anteil der geologischen Kies-Sand Struktur im Messstellenbereich + 0,072 * Anteil der Anbaufläche für Mais

Tabelle M-3.5.7-3: Eingangswerte in das Modell für den Parameter Desethylatrazin	
Wert	Parameter
0,023	Konstante
0,037	* Flächenanteil an nicht bewässertem Ackerland
0,014	* Anteil an Hausbrunnen
-0,011	* Anteil der geologischen Kies-Sand Struktur im Messstellenbereich
0,072	* Anteil der Anbaufläche für Mais

Nachfolgende Abbildung M-3.5.7-1 illustriert die Beziehung zwischen dem GWK - Mittelwert und dem Anteil gefährdeter MST im GWK (in %) entsprechend dem Auswertalgorithmus der GSwV für die Parameter Nitrat, Atrazin und Desethylatrazin.

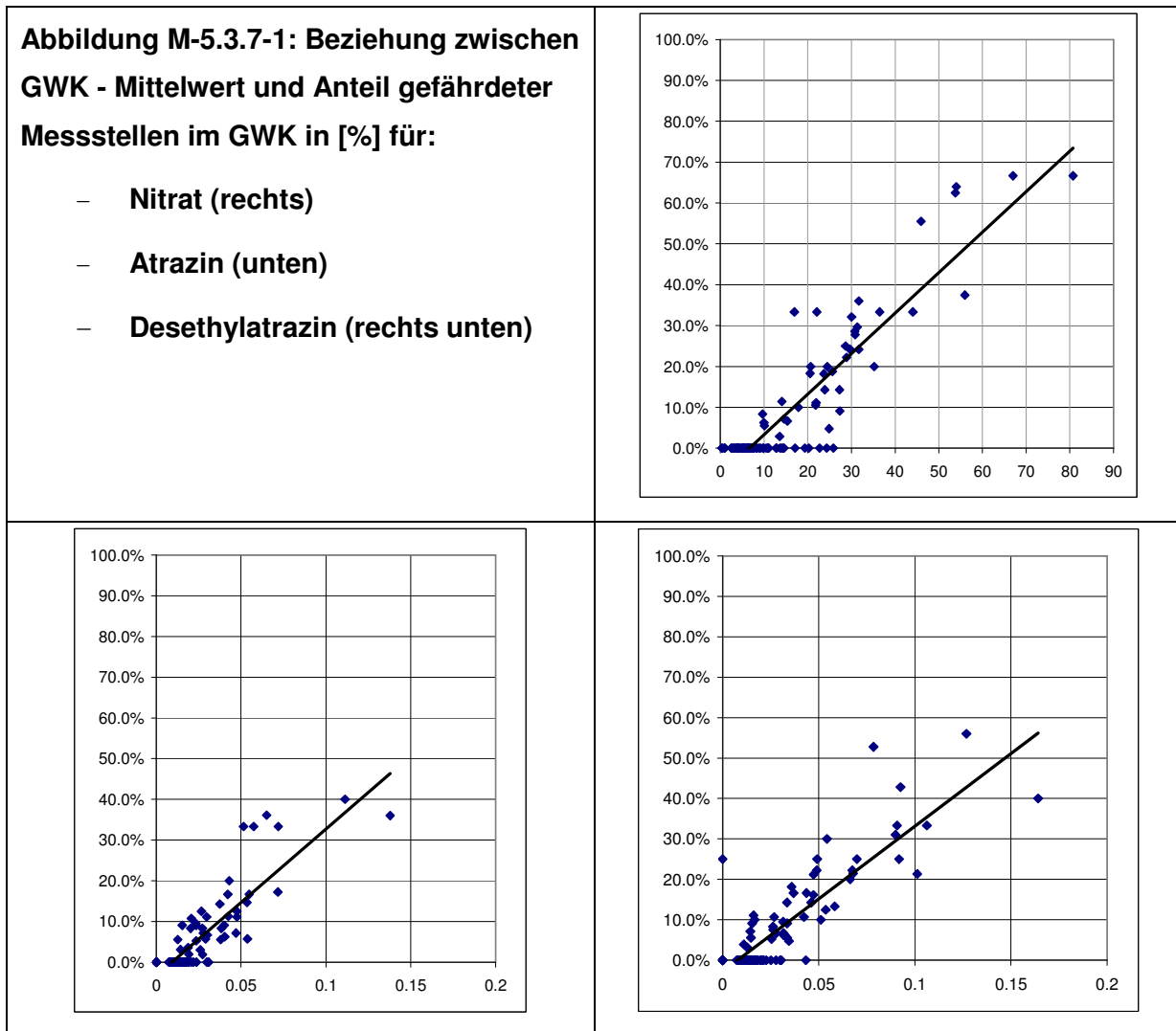


Abbildung M-3.5.7-1: Beziehung zwischen dem Grundwasserkörper – Mittelwert und dem Anteil gefährdeter Messstellen im Grundwasserkörper in [%] entsprechend dem Auswertalgorithmus der Grundwasserschwellenwertverordnung für die Parameter Nitrat, Atrazin und Desethylatrazin.

3.5.7.2. Untersuchte Faktoren und Auswahlverfahren

Mehr als 150 potentielle Einfluss- und Risikofaktoren wurden in die Untersuchung einbezogen, sowohl auf Ebene der Grundwasserkörper, auf Gemeindeebene und auf der Ebene der Messstellen. Wenn von Faktoren Informationen über die zeitliche Entwicklung verfügbar waren, dann wurden sowohl die Differenz zwischen Beginn der Zeitreihe und dem Ende als eigener Faktor betrachtet als auch die jährlichen Differenzen. Die Faktoren mögen zwar unterschiedlichen Ebenen entstammen (Grundwasserkörper-, Gemeinde- oder Messstellen-Ebene), wurden jedoch im Modell auf einer einheitlichen Ebene, der Ebene der GWK betrachtet und gegebenenfalls zuvor aggregiert.

Nachfolgende Tabelle M-3.5.7-4 gibt eine grobe Übersicht über die einbezogenen Faktoren und ihre Bezugsebene.

Tabelle M-3.5.7-4: Untersuchte Faktoren:

Einflussfaktoren	Bezugsebene		
	GWK	GDE	MST
CORINE Landcover (5 Klasse I, 13 Klasse II, 27 Klasse III)	X		r = 500 m
Hydrologie (Niederschlag, Grundwasserneubildung (4 Kategorien))	X		
Hydrogeologie (Hydrogeologische Einheiten, Flurabstand, GWK - Mächtigkeit, hydraulische Durchlässigkeit, Deckschichten)	X		
Anteile der Bodendurchlässigkeit (1-3) (FAO)	X		X
Rückhaltevermögen für gelöste Stoffe von landw. Böden (IKT)	X		X
Einwohner, GVE, landw. Fläche/Gesamtfläche		X	
Agrarstrukturerhebung 1999 (/ LN, / Fläche - 35 Kulturarten)		X	
Gew. Belastungen durch Nutzungsarten (1-5)		X	
Messstellentyp, Abstich, Hydrogeologie			X
Abstand zwischen MST und Altstandorten (Öl, CKW, Metalle)			X
Mögliche Beeinflussung aus der Umgebung - aus MST-Stammdaten			X

GWK ... Grundwasserkörper
 GDE ... Gemeinde
 MST ... Messstelle

Die Faktoren wurden hinsichtlich ihrer Eignung zur Risikoabschätzung eingehend überprüft. Dabei wurden nacheinander die folgenden Kriterien berücksichtigt:

- (1) Relevanz: Risikofaktoren, die nur bei einem sehr kleinen Anteil von Messstellen wirksam werden, wurden nicht berücksichtigt,
- (2) Signifikanz: Risikofaktoren, die keinen statistisch signifikanten Beitrag zu dem Regressionsmodell liefern bleiben ebenfalls unberücksichtigt,
- (3) Stabilität und statistische Plausibilität: Potentielle Risikofaktoren, die einen von Jahr zu Jahr stark wechselnden Beitrag zum Risikomodell liefern, sollten unberücksichtigt bleiben, da das zu erstellende Modell nicht nur für Daten des jeweils laufenden Jahres einsetzbar sein sollte. Weiterhin sollte das Modell in dem Sinne statistisch plausibel sein, dass negative Konzentrationsschätzungen jedenfalls bei den betrachteten Messstellen nicht auftreten, und

- (4) Interpretierbarkeit: Risikofaktoren, bei denen der statistisch ermittelte quantitative Risikowert fachwissenschaftlich (d. h. aus hydrogeologischer, geologischer oder agrarwissenschaftlicher Sicht) nicht plausibel erscheint, bleiben ebenfalls unberücksichtigt.

Die jeweils nach eingehender Beurteilung von mehr als 150 Faktoren verbliebenen Faktoren, die in die parameterspezifischen Modelle zur Risikoabschätzung einbezogen werden, sind im abschließenden Kapitel zu den Kenngrößen zum Modellansatz aufgelistet.

3.5.8. Beurteilungsmethodik - Feststellung des Risikos

Die nachfolgende Matrix fasst die Kriterien zur Beurteilung des Messnetzes für Einzelgrundwasserkörper als auch für „Gruppen von Grundwasserkörpern“ zusammen, welche die Grundlage für die angewendete Methode zur Feststellung des vorläufigen Risikos, dass ein GWK den guten Zustand nicht erreicht, darstellen.

Einzel GWK	Gruppen GWK	MST < 3	3 ≤ MST < 5	5 ≤ MST < 10	MST ≥ 10
Ru < 50	CI 4 > 0				
50 ≤ Ru < 70	CI 3 > 50 % CI 4 = 0				
Ru ≥ 70	CI 3 ≤ 50 % CI 4 = 0				

Abweichungsklassen vom Mittelwert		Messnetz repräsentativ
CI 4 ... > 400 %		Messnetz bedingt repräsentativ
CI 3 ... 201 - 400 %		Messnetz nicht repräsentativ
CI ... Klasse		

3.5.8.1. Nicht repräsentatives Messnetz

Bei nicht repräsentativen Messnetzen bestehen unter Umständen sehr große Abweichungen zwischen den Messwerten und dem tatsächlichen Zustand im Grundwasserkörper, sodass eine seriöse Beurteilung mittels Messwerten nicht mehr möglich ist. In diesem Fall wird das jeweils festgelegte statistische Grundwasserkörpermodell herangezogen, welches eine näherungsweise Risikobeurteilung des Grundwasserkörpers ermöglicht. Dieses Grundwasserkörpermodell ist parameterspezifisch und hat beispielsweise für Nitrat die Form eines Quotienten aus einer Linearkombination von (Belastungs-)Faktoren und einem Abminderungsfaktor, welcher auf dem langjährigen Niederschlag im betreffenden Grundwasserkörper basiert. Bei den Belastungsfaktoren sind in erster Linie der Weinbau, und Hackfrüchten sowie – ohne weitere Spezifikation – die Fläche des Ackerlandes zu berücksichtigen.

Der Abminderungsfaktor beschreibt den „Verdünnungseffekt“, der in Gebieten mit hohen Niederschlagsmengen festgestellt werden kann. Dieser Verdünnungseffekt ist mit der Seehöhe korreliert, d.h. in höher gelegenen Gebieten ist in aller Regel mit höheren Niederschlägen zu rechnen, was wiederum geringere Nitratbelastungen nach sich zieht. Rechnet man diesen Verdünnungseffekt aus den Daten heraus, zeigt sich, dass nunmehr ein negativer Seehöheneffekt festzustellen ist. Es ist zu vermuten, dass dieser negative Seehöheneffekt tatsächlich ein Temperatureffekt ist. Bei geringeren langjährigen Temperaturmittelwerten ist mit geringerer Bewirtschaftungsintensität und geringerer Düngergabe selbst bei identischen Nutzungsarten zu rechnen. Das berechnete Modell weist über die Jahre 1997 bis 2002 eine hohe Stabilität auf. Berechnet wurde dieses Modell auf der Basis aller verfügbaren Daten des betreffenden Jahres, unter Einbeziehung aller verfügbaren Messstellen, unabhängig davon, wie die zugehörigen Grundwasserkörper bezüglich ihrer Repräsentativität eingestuft wurden.

Im Modell ebenfalls berücksichtigt wurden die Effekte von Hausbrunnen. Es wurde festgestellt, dass bei Hausbrunnen durchwegs eine deutlich höhere Nitratbelastung festzustellen ist als bei anderen Messstellentypen. Da hier vorwiegend von einer punktuellen Kontamination ausgegangen werden kann, wurde für die Grundwasserkörper-bezogene Auswertung der Hausbrunneneffekt numerisch eliminiert. Diese Vorgehensweise erlaubt es, die Messwerte von Hausbrunnenmessstellen zu berücksichtigen, obwohl statistisch signifikante Unterschiede bestehen. Beschränkt man sich auf die Grundwasserkörper mit wenigstens fünf Messstellen, zeigt sich eine sehr gute Anpassung zwischen Modell und Messstellenmittelwert.

Für Atrazin und Desethylatrazin wurde ein Grundwasserkörpermodell auf Basis des Anbaus von Mais sowie der Fläche des „nicht bewässerten Ackerlandes“ entwickelt. Bei den Auswertungen zeigte sich durchwegs eine signifikant geringere Belastung bei Kies/Sand-Formationen, sodass zusätzlich dieser geologische Faktor berücksichtigt wurde. Auch hier wurde ein erheblicher Hausbrunneneffekt nachgewiesen, der für die Grundwasserkörper-bezogene Auswertung eliminiert wurde.

Der aus den genannten Modellen ermittelte Mittelwert wird im Folgenden kurz mit AM-M bezeichnet.

Die Modelle basieren auf einem gewichteten multifaktoriellen Quotientenmodell für die einzelnen Messstellen. Da sich das arithmetische Mittel für statistische Abschätzungen besser eignet, wurden die statistischen Modelle zur Risikoabschätzung auf Basis der Mittelwerte der Grundwasserkörper entwickelt.

Die Risikobeurteilung entsprechend WRRL erfolgt jedoch mangels Vorgaben in der WRRL anhand der nationalen Kriterien der Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV) BGBl Nr. 502/1991 idF. BGBl Nr. II 147/2002. Basis für die Beurteilung ist der Anteil gefährdeter Messstellen in einem Grundwasserkörper. Aufgrund des bereits beschriebenen ausgeprägten linearen Zusammenhang zwischen dem Anteil gefährdeter Messstellen je Grundwasserkörper und dem jeweiligen arithmetischen Mittel, werden nun von den im Modell ermittelten arithmetischen Mittelwerten (AM-M) die Anteile gefährdeter Messstellen je Grundwasserkörper abgeleitet.

Nachfolgende Abbildung M-3.5.8-1 illustriert die Beziehung zwischen dem Grundwasserkörper-Mittelwert und dem Anteil gefährdeter Messstellen im Grundwasserkörper in [%] entsprechend dem Auswertalgorithmus der GSwV für die Parameter Nitrat, Atrazin und Desethylatrazin. Tabelle M-3.5.8-1 gibt die jeweiligen Modellmittelwerte wider, ab wann entsprechend der GSwV zumindest 50 % der Messstellen als gefährdet einzustufen sind.

Tabelle M-3.5.8-1: Zusammenhang zwischen den Modellwerten und gefährdeter Messstellen entsprechend der Grundwasserschwellenwertverordnung

Parameter	Modellmittelwert AM-M	Anteil gefährdeter Messstellen
Nitrat	≥ 57 [mg/l]	≥ 50 %
Atrazin	≥ 0,15 [µg/l]	≥ 50 %
Desethylatrazin	≥ 0,15 [µg/l]	≥ 50 %

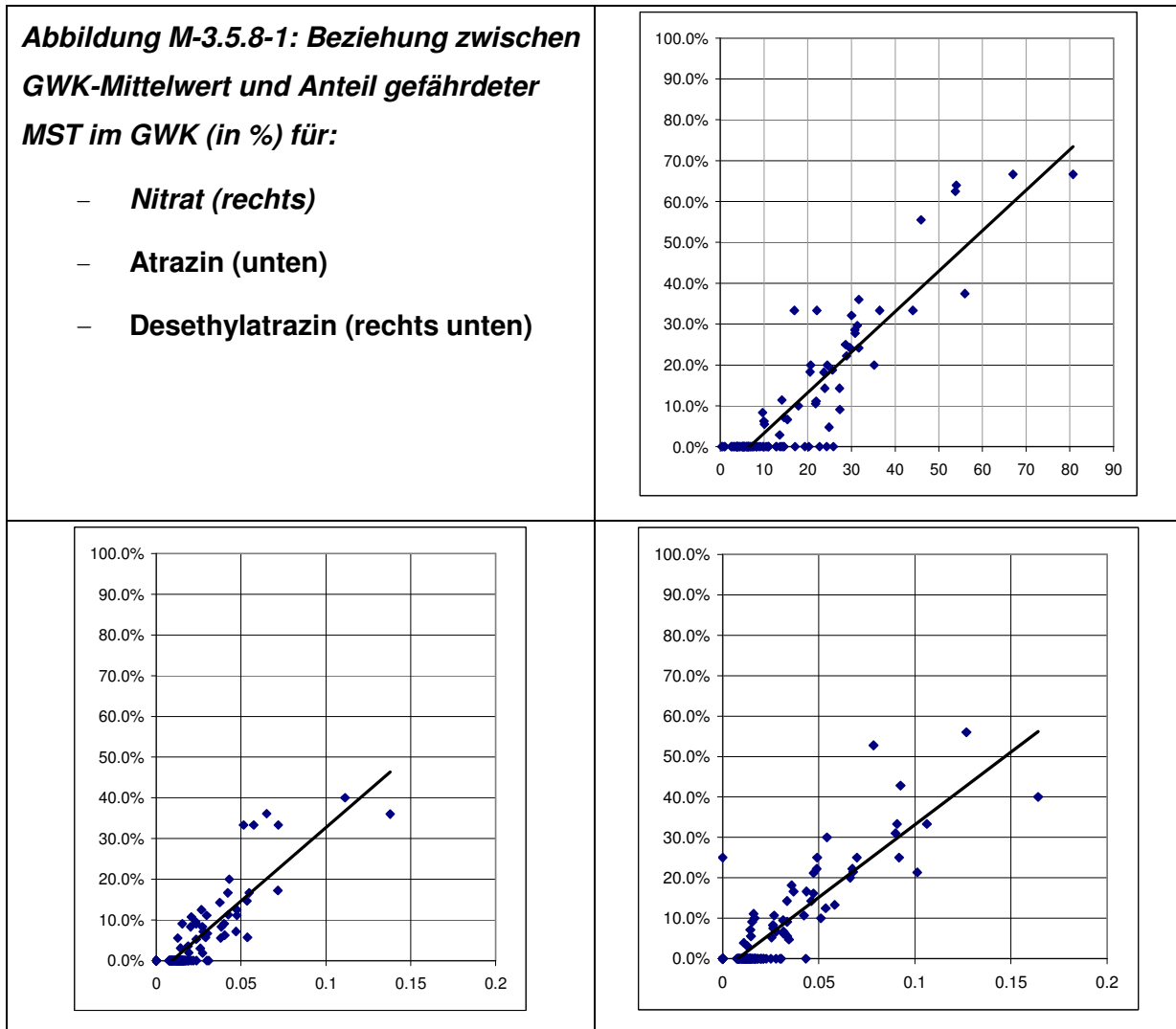


Abbildung M-3.5.8-1: Beziehung zwischen GWK-Mittelwert und Anteil gefährdeter Messstellen im GWK in [%] für Nitrat (rechts oben) Atrazin (links unten) Desethylatrazin (rechts unten)

3.5.8.2. Bedingt repräsentatives Messnetz

Da jedes Modell nur so gut ist, wie die darin eingehenden Daten und kein Modell in der Lage ist, alle Eventualitäten vollständig abzubilden, ist bei Vorhandensein eines guten Messnetzes die Risikobeurteilung auf Basis von Messwerten einer Beurteilung auf Basis eines Modells vorzuziehen. Ein Modell erlaubt jedoch nicht nur die Berechnung eines Modellwertes für die Belastung eines Grundwasserkörper, sondern unter Umständen auch eine Korrektur der Messwerte, wenn diese zum Beispiel auf Hausbrunnenbeprobungen basieren oder die zugrunde liegenden Messstellen bezüglich der lokalen Nutzungsverhältnisse nicht repräsentativ sind. Dies soll anhand eines Beispiels verdeutlicht werden. In einem fiktiven Grundwasserkörper wird sowohl Wein- als auch Ackerbau betrieben, wobei im Weinbaubereich eine mittlere Belastung von 100 mg/l vorliegt

und im Ackerbaubereich von 20 mg/l. Weiterhin wird angenommen, dass die Flächenanteile der beiden Nutzungsarten bei jeweils 50% liegen, die Messstellen jedoch sich auf die Fläche konzentrieren, auf der Ackerbau betrieben wird.

Tabelle M-3.5.8-2: Eingangswerte für die Berechnung des Nitratmittelwertes

	Mittlere Belastung	Anzahl Messstellen	Flächenanteil
Weinbau	100 [mg/l]	4	50 %
Ackerbau	20 [mg/l]	10	50 %

Bezogen auf die vierzehn Messstellen ergibt sich Nitratmittelwert von: $(100 \times 4 + 20 \times 10) / 14 = 42,9$ mg/l. Bezogen auf die Flächenanteile ergibt sich jedoch ein Nitratmittelwert von: $(100 \times 50 + 20 \times 50) / 100 = 60$ mg/l. Dies bedeutet, dass im vorliegenden Fall der flächenbezogene Nitratmittelwert um den Faktor 1,4 größer ist als der messstellenbezogene Mittelwert. Dabei ist zu beachten, dass die hier genannten Mittelwerte aus einem Modell abgeleitet sind, in welchem die Nitratbelastung allein durch Weinbau und Ackerbau bestimmt ist. Sofern das Messnetz als bedingt repräsentativ angesehen werden kann, liegt es jedoch nahe, auch den gemessenen Mittelwert zur Risikobeurteilung heranzuziehen. Um Verzerrungen durch mangelnde Repräsentativität weitgehend auszuschließen, wird auch dieser gemessene Mittelwert mit dem genannten Faktor korrigiert. Wenn z. B. in dem betreffenden Grundwasserkörper ein Messstellenmittelwert von 35 mg/l berechnet wird, ist davon auszugehen, dass aufgrund der hohen Nitratbelastung durch Weinbau der tatsächliche Mittelwert deutlicher höher liegt. Mit dem Korrekturfaktor 1,4 ergibt sich ein korrigierter Messstellenmittelwert von 49 mg/l.

Dieser korrigierte Messstellenmittelwert liefert einen guten Anhaltspunkt für die tatsächliche Belastung in dem Gebiet. Allerdings sind gröbere Abweichungen nicht ausgeschlossen, sodass sich zusätzlich die Einbeziehung des Modellmittelwertes empfiehlt. Dieser – flächenbezogene Modellmittelwert liegt bei 60 mg/l. Da aus den oben genannten Gründen auch der Modellmittelwert dem tatsächlichen Mittelwert im Grundwasserkörper nur näherungsweise entspricht, wird zuletzt ein Mittelwert aus Modellmittelwert (AM-M) und korrigiertem Messstellenmittelwert gebildet. Dieser Mittelwert wird mit „AM-Ø“ bezeichnet.

3.5.8.3. Repräsentatives Messnetz

In einem Grundwasserkörper mit repräsentativem Messnetz erfolgt die Risikobeurteilung anhand der Qualitätsdaten nach den Vorgaben der Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV), vor-

ausgesetzt, die Mindestanforderungen an die Beprobungsanzahl je Messstelle (fünf Werte) und die Messstellenanzahl je Grundwasserkörper (fünf Messstellen) sind erfüllt.

Sind die Mindestanforderungen an die Beprobungsanzahl je Messstelle und die Messstellenanzahl je Grundwasserkörper zur Risikobeurteilung anhand der Qualitätsdaten nach den Vorgaben der GSwV nicht erfüllt, so werden sowohl die Qualitätsdaten als auch die Ergebnisse der Analogieschlüsse aus dem Modellansatz zur Risikobeurteilung herangezogen. Dabei wird derselbe Algorithmus angewendet, als ob es sich um ein bedingt repräsentatives Messnetz handelt (siehe vorangegangenes Kapitel).

3.5.9. Beurteilung des mengenmäßigen Zustandes von Grundwasserkörpern

3.5.9.1. Allgemeines

In Österreich wird zwischen

- „Einzelgrundwasserkörpern“ (Einzelporengrundwasserkörpern),
- „Gruppen von Grundwasserkörpern“ und
- „Tiefengrundwasserkörpern“ unterschieden.

Für jeden einzelnen Grundwasserkörper bzw. jede Gruppe von Grundwasserkörpern ist eine Risikobeurteilung durchzuführen. Die Risikobeurteilung umfasst die Prüfung auf Gleichgewicht und die Prüfung auf Risiko.

Entsprechend den Vorgaben der EU WRRL ist der gute mengenmäßige Zustand in einem Grundwasserkörper oder einer Gruppe von Grundwasserkörpern dann erreicht, wenn

- die verfügbare Grundwasserressource nicht von der langfristigen mittleren jährlichen Entnahme überschritten wird, und
- der Grundwasserspiegel keinen anthropogenen Veränderungen unterliegt, die zu einem Verfehlen der ökologischen Qualitätsziele gemäß Artikel 4 EU WRRL für in Verbindung stehende Oberflächengewässer und zu einer signifikanten Verringerung der Qualität dieser Gewässer und zu einer signifikanten Schädigung von Landökosystemen führt, die unmittelbar von dem Grundwasserkörper oder der Gruppe von Grundwasserkörpern abhängen.

Ein Gleichgewicht ist gemäß Artikel 4 in Verbindung mit Anhang V Ziffer 2.1.2 EU WRRL dann gegeben, wenn die verfügbare Grundwasserressource nicht von der langfristigen mittleren Entnahme überschritten wird.

Ein Risiko ist dann gegeben, wenn die sich aus den ausgewerteten Daten abgeleitete Entwicklung erkennen lässt, dass die den Zielzustand beschreibende Größe (Zielgröße) ganz oder zu einem festgelegten Anteil (Prozentsatz) über- oder unterschritten wird.

Die Risikobeurteilungen für die Einzelgrundwasserkörper und die Gruppen von Grundwasserkörpern wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, die für die Tiefengrundwasserkörper von den Ländern durchgeführt.

3.5.9.2. Verfügbare Grundwasserressource

Die verfügbare Grundwasserressource ist die langfristige mittlere jährliche Neubildung des Grundwasserkörpers abzüglich des langfristigen jährlichen Abflusses, der erforderlich ist, damit die ökologischen Qualitätsziele für die mit ihm in Verbindung stehenden Oberflächengewässer erreicht werden und damit jede signifikante Verschlechterung des ökologischen Zustands dieser Gewässer und jede signifikante Schädigung der mit ihnen in Verbindung stehenden Landökosysteme vermieden wird.

Zur Charakterisierung der verfügbaren Grundwasserressource wurden folgende Größen herangezogen:

- Grundwasserneubildung

In einem Grundwasserkörper kann die verfügbare Grundwasserressource als ein bestimmter Anteil der Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag und aus Randzuflüssen zu diesem Grundwasserkörper bestimmt werden. Die verfügbare Grundwasserressource war entweder einheitlich für bestimmte Bereiche Österreichs oder entsprechend den lokalen hydrologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten für die einzelnen Grundwasserkörper getrennt festzulegen. Der Ermittlung der Grundwasserneubildung wurden langjährige Mittelwerte der diese bestimmenden Parameter zugrunde gelegt.

Die Prüfung, ob sich ein Grundwasserkörper im Gleichgewicht befindet, erfolgte an Hand des Quotienten aus der Summe aller Entnahmen und der Grundwasserneubildung. Dabei wurden die Mittelwerte der tatsächlichen Entnahmen im Bearbeitungszeitraum und nicht die Konsensmengen angesetzt. Ein Gleichgewichtszustand ist dann gegeben, wenn dieser Quotient kleiner oder gleich dem als verfügbar bestimmten Anteil der Grundwasserneubildung ist.

- kritischer Grundwasserstand

Als kritisch wurden jene Grundwasserstände bezeichnet, die unter Berücksichtigung der Abfluss- und Qualitätsverhältnisse der mit dem Grundwasser in Verbindung stehenden Vorfluter, der mit dem Grundwasser in Verbindung stehenden Landökosysteme, sowie der Belange des quantitativen und qualitativen Grundwasserschutzes nicht unterschritten werden sollen. Für jeden einzelnen Grundwasserkörper haben entsprechende Festlegungen an den, das Gesamtsystem hydrologisch hinreichend gut charakterisierenden Messstellen zu erfolgen.

3.5.9.3. Risikobeurteilung – Einzel(poren)grundwasserkörper

Für die Charakterisierung der verfügbaren Grundwasserressource in Einzelporengrundwasserkörpern wurde der kritische Grundwasserstand herangezogen.

Definitionen:

a) Berichtszeitraum

Gemäß Artikel 5 Abs.1 EU WRRL muss vier Jahre nach deren Inkrafttreten, also bis Ende 2004, die Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand des Grundwassers abgeschlossen sein. Gemäß Abs.2 hat eine Aktualisierung der Überprüfungen und Analysen im Jahr 2013 und dann alle sechs Jahre zu erfolgen. Der Zeitabschnitt zwischen zwei Berichtslegungen wird als Berichtszeitraum bezeichnet. So ist der Berichtszeitraum für die erste Berichtslegung der Zeitabschnitt von 1990 bis 2004, für die zweite Berichtslegung der Zeitabschnitt von 2005 bis 2013 und in weiterer Folge alle sechs Jahre.

b) Bearbeitungszeitraum

Der Bearbeitungszeitraum ist jener Zeitraum, in dem Grundwasserstandsdaten erhoben und für die Berichtslegung zur Erfüllung der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie ausgewertet werden. Für die erste Berichtslegung ist der Bearbeitungszeitraum identisch mit dem Bezugszeitraum, er beträgt 12 Jahre. Für die zweite Berichtslegung beträgt der Bearbeitungszeitraum 9 Jahre. In weiterer Folge umfasst der Bearbeitungszeitraum eine Dauer von 6 Jahren.

Es liegen nicht für alle ausgewiesenen Einzelporengrundwasserkörpern Daten über den gesamten Zeitraum von 1990 bis 2001 vor. Daher wurde festgelegt, dass im Rahmen der erstmaligen Berichtslegung die Risikobeurteilung nach der angegebenen Methode auch bei Einzelporengrundwasserkörpern angewandt werden kann, die zumindest über den Zeitraum 1997 bis 2001 beobachtet wurden.

c) Prognosezeitraum

Der Prognosezeitraum ist der dem Bearbeitungszeitraum folgende Zeitraum und ist identisch mit dem Bearbeitungszeitraum für die nächste Berichtslegung. Mittels Trendextrapolation wird die Entwicklung der Grundwasserstände für den Prognosezeitraum abgeschätzt. Der Prognosezeitraum weist eine Dauer von 6 Jahren auf. Dem ersten Bericht liegt abweichend davon ein Prognosezeitraum von 9 Jahren zugrunde.

d) Bezugszeitraum

Der Bezugszeitraum beginnt mit dem Jahr 1990 und ist jener Zeitraum, der der Datenauswertung für die Ermittlung des NGW_{3M} (siehe unten) und der Trendanalyse zugrunde gelegt wird. Der Bezugszeitraum verlängert sich mit jeder Berichtslegung um den Bearbeitungszeitraum. Der Bezugszeitraum für die erste Berichtslegung umfasst generell den Zeitraum von 1990 bis 2001.

Trendanalyse:

Der Bestimmung des linearen Trends werden die Jahresmittel der Grundwasserstände im Bezugszeitraum für jede Messstelle in einem Grundwasserkörper zu Grunde gelegt. Die Prüfung der Signifikanz erfolgt auf einem Niveau von 95 % mittels Test nach Student. Die zu analysierenden Zeitreihen dürfen Datenlücken im Ausmaß von maximal 10 % des Bezugszeitraumes aufweisen. Um ein langjähriges Grundwasserverhalten beschreiben zu können, beginnt der Bezugszeitraum der Trendanalyse mit dem Jahr 1990 bzw. in den genannten Ausnahmen mit dem Jahr 1997.

MGW: Mittlerer Grundwasserstand:

Der mittlere Grundwasserstand wird aus dem arithmetischen Mittel der Jahresmittelwerte über einen Bearbeitungszeitraum für jede Messstelle in einem Grundwasserkörper ermittelt, für die auch eine Trendanalyse durchgeführt werden konnte. Der Bearbeitungszeitraum für den ersten Bericht ist der Zeitraum von 1990 bis 2001, für den zweiten Bericht 2002 bis 2010 usw.

MGW_{prog}: Prognostizierter mittlerer Grundwasserstand

MGW_{prog} ist das arithmetische Mittel der im Prognosezeitraum extrapolierten Jahresmittelwerte der Grundwasserstände. Der MGW_{prog} wird für jede Messstelle in einem Grundwasserkörper ermittelt.

Auf Grundlage der Ergebnisse der Trendanalyse wird für den Prognosezeitraum die Entwicklung der Grundwasserstände für den nächsten Bearbeitungszeitraum durch Extrapolation prognostiziert. Für den ersten Bericht umfasst der Prognosezeitraum den Zeitraum von 2002 bis 2010, für den zweiten Bericht den Zeitraum von 2011 bis 2016 usw.

NGW_{3M}: maßgeblicher mittlerer niederer Grundwasserstand

Die Ermittlung dieses Wertes erfolgt für jede Messstelle in einem Grundwasserkörper stichtagsbezogen und als Mittel der Grundwasserstände über einen Zeitraum von 3 Monaten. Als Stichtag – Zeitpunkt des Auftretens der niedrigsten Grundwasserstände – wird jener Zeitpunkt innerhalb des Bezugszeitraumes bezeichnet, an dem das Mittel der gemessenen Grundwasserstände aller Messstellen eines Grundwasserkörpers ein Minimum aufweist.

Der NGW_{3M} wird an Hand von Einzelmesswerten der Grundwasserstände mittels gewichtetem Mittel über den Zeitraum 1,5 Monate vor und 1,5 Monate nach diesem Stichtag ermittelt (3-Monatsmittel). Liegen Einzelmesswerte nur lückenhaft vor, dann werden der Ermittlung des NGW_{3M} die im BMLFUW Abteilung VII 3 (HZB) berechneten Monatsmittelwerte zugrunde gelegt. Ein Stichtag kann nur dann festgelegt werden, wenn in einem Grundwasserkörper an zumindest 75 % der Messstellen, für die eine Trendanalyse durchgeführt werden konnte, ein Messwert vorliegt. NGW_{3M} kann einer Risikobeurteilung nur dann zugrunde gelegt werden, wenn an zumindest 75 % der Messstellen, für die eine Trendanalyse durchgeführt werden konnte, das 3-Monatsmittel nach den oben genannten Kriterien gebildet werden konnte.

Mit dieser Methode zur Ermittlung des NGW_{3M} ist grundsätzlich sichergestellt, dass für eine Risikobeurteilung nur jene Grundwasserstände herangezogen werden, die weitgehend natürliche Grundwasserverhältnisse beschreiben (Strömungsrichtung, Gefälle). Durch die Mittelbildung über einen Zeitraum von 3 Monaten soll verhindert werden, dass nur kurzfristig aufgetretene tiefe Grundwasserstände, die das Grundwassergeschehen nicht hinreichend repräsentieren, der Risikobeurteilung zu Grunde gelegt werden.

GW_{krit}: kritischer Grundwasserstand

Der kritische Grundwasserstand GW_{krit} dient indirekt der Festlegung der verfügbaren Grundwasserressource und stellt jenen Grundwasserstand dar, der im Hinblick auf das Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie künftig in einem Grundwasserkörper nicht unterschritten werden soll.

Um die verfügbare Grundwasserressource zu bestimmen, wird der kritische Grundwasserstand so festlegt, dass

- es zu keinem Verfehlen der ökologischen Qualitätsziele gemäß Artikel 4 der WRRL für in Verbindung stehende Oberflächengewässer und es zu keinen signifikanten Schädigungen von Landökosystemen, die unmittelbar vom Grundwasserkörper abhängen, kommt (Ökologie),

- bestimmte Grundwasserverhältnisse (Gefälle, Strömungsrichtungen, Fließgeschwindigkeit und Schwankungen) auch bei diesem tiefen Grundwasserstand weiterhin erhalten bleiben (Grundwasserverhältnisse),
- bestimmte Nutzungen im erforderlichen Ausmaß möglich sind (Nutzungen) und
- keine signifikante Verschlechterung der Qualität des Grundwassers bewirkt (Qualität).

Diese Kriterien sind zur Erreichung des „guten mengenmäßigen Zustandes“ gemäß EU Wasser-Rahmenrichtlinie und gesamtwasserwirtschaftlicher Ziele jedenfalls einzuhalten. Sie können bei entsprechendem Bedarf im Einzelfall begründet ausgeweitet werden.

Prüfung auf Gleichgewicht:

Die verfügbare Grundwasserressource in Porengrundwasserkörpern wird indirekt durch den kritischen Grundwasserstand (GW_{krit}) an den Messstellen, die das Gesamtsystem hydrologisch hinreichend gut charakterisieren, beschrieben. Diese kritischen Grundwasserstände sollen künftig nicht unterschritten werden.

Die Prüfung, ob ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahmen und -neubildung besteht, erfolgt durch den Vergleich der für die einzelnen Messstellen festgelegten kritischen Grundwasserstände mit den an diesen Messstellen für den Bearbeitungszeitraum (für den ersten Bericht von 1990 bis 2001 bzw. 1997 bis 2001) bestimmten arithmetischen Mittel der mittleren jährlichen Grundwasserstände (MGW).

In einem Grundwasserkörper ist ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahmen und -neubildung im Berichtszeitraum dann gegeben, wenn bei einer bestimmten Anzahl (mindestens 75 %) von Messstellen das Mittel der mittleren jährlichen Grundwasserstände (MGW) den festgelegten kritischen Grundwasserstand (GW_{krit}) überschreitet. In einem derartigen Fall ist keine weitergehende Beschreibung gemäß Anhang II Ziffer 2.2 und 2.3 EU WRRL erforderlich.

Prüfung auf Risiko:

Ein Risiko, dass in einem Grundwasserkörper die Umweltziele gemäß Artikel 4 der Wasserrahmenrichtlinie nicht erreicht werden können, besteht dann nicht, wenn an einer bestimmten Anzahl (mindestens 75 %) von Messstellen der prognostizierte mittlere Grundwasserstand (MGW_{prog}) den für die jeweilige Messstelle festgelegten kritischen Grundwasserstand (GW_{krit}) überschreitet.

Wurde bei mehr als 25 % der untersuchten Messstellen ein Risiko festgestellt, dann ist zu prüfen, ob diese Messstellen mittels eines geeigneten Verfahrens einem bestimmten Teilgebiet zugeord-

net werden können (Regionalisierung). Lässt sich eine derartige Regionalisierung nicht durchführen, dann ist davon auszugehen, dass ein Risiko besteht, dass sich der gesamte Grundwasserkörper nicht im Gleichgewicht befindet.

Vorgangsweise Risikobeurteilung:

Um im Rahmen der ersten Berichtslegung nicht für alle Grundwasserkörper den kritischen Grundwasserstand (GW_{krit}) im Detail festlegen zu müssen, wurde der kritische Grundwasserstand (GW_{krit}) dem NGW_{3M} unter der Voraussetzung gleichgesetzt, dass auch bei diesem Grundwasserstand die genannten Kriterien (Ökologie, Grundwasserverhältnisse, Nutzungen und Qualität) eingehalten werden. Auf diese Weise konnte erreicht werden, dass die verfügbare Grundwasserressource jedenfalls kleiner als tatsächlich vorhanden abgeschätzt wurde. Somit konnte eine Übernutzung der Grundwasserkörper ausgeschlossen werden.

In einem ersten Schritt erfolgte auf Basis vorhandener Unterlagen eine Prüfung, ob bei NGW_{3M} die, die verfügbare Grundwasserressource bestimmenden Kriterien (Ökologie, Grundwasserverhältnisse, Nutzungen und Qualität) eingehalten werden.

War dies der Fall, so wurde geprüft, ob an mindestens 75 % der Messstellen die mittleren jährlichen Grundwasserstände (MGW) im Bearbeitungszeitraum einen signifikanten Trend größer oder gleich Null aufwiesen.

War dies der Fall, dann wurde davon ausgegangen, dass sich der Grundwasserkörper im Gleichgewicht befindet und kein Risiko gegeben ist, dass die Ziele gemäß Artikel 4 der Wasserrahmenrichtlinie nicht erreicht werden. Der Grundwasserkörper befindet sich in einem guten mengenmäßigen Zustand.

Ergab die Prüfung, dass nicht an mindestens 75% der Messstellen die mittleren jährlichen Grundwasserstände (MGW) im Bearbeitungszeitraum einen signifikanten Trend größer oder gleich Null aufweisen, dann war zu prüfen, ob an mindestens 75 % der Messstellen der prognostizierte mittlere Grundwasserstand (MGW_{prog}) über dem NGW_{3M} lag.

War dies der Fall, dann war davon auszugehen, dass sich der Grundwasserkörper im Gleichgewicht befindet und kein Risiko gegeben ist, dass die Ziele gemäß Artikel 4 EU WRRL nicht erreicht werden. Der Grundwasserkörper befindet sich in einem „guten mengenmäßigen Zustand“.

Risikobeurteilung bei unzureichender Datenlage:

Von einer unzureichenden Datenlage ist dann auszugehen, wenn in einem Einzelporengrundwasserkörper kein repräsentatives über einen ausreichend langen Zeitraum beobachtetes Messnetz vorliegt (zuwenig Messstellen, zu kurze Beobachtungsreihen).

Für Einzelporengrundwasserkörper mit unzureichender Datenlage wurde die verfügbare Grundwasserressource mittels Grundwasserneubildung charakterisiert. Die Risikobeurteilung für diese Grundwasserkörper erfolgte durch einen Vergleich der verfügbaren Grundwasserressource mit der Summe der Grundwasserentnahmen.

Die Abschätzung der verfügbaren Ressource erfolgte unter der Annahme, dass ein Porengrundwasserkörper von einer oder mehreren Gruppen von Grundwasserkörpern umgeben ist. Der Porengrundwasserkörper und Teile dieser Gruppen von Grundwasserkörpern bilden ein gemeinsames Einzugsgebiet. Dieses wird, da es in der Regel durch einen Pegel hydrologisch erfasst wird, als Pegelinzugsgebiet (EZG) bezeichnet.

Die Grundwasserneubildung in diesem Pegelinzugsgebiet wurde aus der Wasserbilanz und dem MoM_{NQ_T}-Verfahren nach Wundt abgeschätzt (MoM_{NQ_T} ... niedrigste monatlichen Tagesabflüsse).

Diesem Ansatz lag die Überlegung zugrunde, dass an einem Pegelquerschnitt ein Teil der Grundwasserneubildung oberirdisch im Vorfluter ($_{GW}A_O$), der andere Teil unterirdisch im Grundwasser ($_{GW}A_U$) abfließt.

$$\text{Grundwasserneubildung}_{EZG} = {}_{GW}A_O + {}_{GW}A_U$$

Der oberflächlich abfließende Anteil ($_{GW}A_O$) wurde mittels des MoM_{NQ_T}-Verfahren, der unterirdisch abfließende Anteil ($_{GW}A_U$) über die Wasserbilanz ermittelt. Damit ergab sich die Grundwasserneubildung im Pegelinzugsgebiet aus:

$$\text{Grundwasserneubildung}_{EZG} = \text{MoM}_{NQ_T} + \text{Niederschlag} - \text{Verdunstung} - \text{MQ}$$

Angaben über die Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet wurden dem Digitalen Hydrologischen Atlas von Österreich (BMLFUW 2003) entnommen. MQ und MoM_{NQ_T} wurden aus den beim Hydrographischen Zentralbüro im BMLFUW und bei den Ländern aufliegenden Pegelaufzeichnungen ermittelt.

Die Ermittlung der Verdunstung erfolgte auf Basis des Digitalen Hydrologischen Atlas von Österreich. Folgende Karten wurden verwendet: potentielle Evapotranspiration, mittlere Lufttemperatur, Bodenbedeckung und mittlerer Jahresniederschlag. An Hand dieser Daten wurde die Gebietsverdunstung (reelle Evapotranspiration) bestimmt.

Die Grundwasserneubildung für den im Pegelzugsgebiet situierten Porengrundwasserkörper konnte auf diese Weise nicht abgeschätzt werden. Diese wird zusätzlich durch Dotation aus dem Vorfluter und durch randliche Zuflüsse bestimmt. Da über diese Einflussgrößen keine ausreichenden Daten vorlagen, war es erforderlich die verfügbare Grundwasserressource des Porengrundwasserkörpers aus der Grundwasserneubildung des Pegelzugsgebietes ($_{GW}A_O + _{GW}A_U$) abzuschätzen.

Im nächsten Schritt wurde zunächst die verfügbare Grundwasserressource in den nicht zum Einzelporengrundwasserkörper zählenden Teilen des Pegelzugsgebietes bestimmt. Da diese Teile ausschließlich aus Gruppen von Grundwasserkörpern gebildet werden, konnte die verfügbare Grundwasserressource nach der für Gruppen von Grundwasserkörpern entwickelten Methode ermittelt werden. Dem gemäß wurde die verfügbare Grundwasserressource in den nicht zum Einzelporengrundwasserkörper zählenden Teilen des Pegelzugsgebietes ($_{verfGWR}_{Umland}$) aus dem Niederschlag und den Kennwerten KW_1 und KW_2 ermittelt.

Da diese Grundwasserressource ($_{verfGWR}_{Umland}$) im Einzelporengrundwasserkörper nicht mehr zur Verfügung steht, musste die für das Pegelzugsgebiet ermittelte Grundwasserneubildung entsprechend reduziert werden. Die durchgeführten Untersuchungen zeigten, dass eine Reduktion ausschließlich des oberirdischen Anteils der Grundwasserneubildung ($_{GW}A_O$) die geringste verfügbare Grundwasserressource in dem Einzelporengrundwasserkörper ergab. Es wurde daher dieser Ansatz, da auf der sicheren Seite gelegen, der Abschätzung der verfügbaren Grundwasserressource in den Einzelporengrundwasserkörpern zu Grunde gelegt.

$$red_{GW}A_O = _{GW}A_O - _{verfGWR}_{Umland}$$

Für die Erstabschätzung der verfügbaren Grundwasserressource in den Einzelporengrundwasserkörpern ($_{verfGWR}$) wurde folgender Ansatz gewählt:

$$_{verfGWR} = X_O * red_{GW}A_O + X_U * _{GW}A_U$$

Die Werte für X_O und X_U in Prozent werden in Abhängigkeit des Verhältnisses von $red_{GW}A_O$ zu $_{GW}A_U$ nach folgenden Gleichungen bestimmt:

$$X_U = 6,3485 \ln(A_O/A_U) + 15,127$$

$$X_O = -3,4667 \ln(A_O/A_U) + 14,661$$

Die Prüfung auf Gleichgewicht erfolgte durch Vergleich der verfügbaren Grundwasserressource mit der Summe aller Entnahmen aus einem Einzelporengrundwasserkörper mit unzureichender Datenlage. Ein Gleichgewicht (guter mengenmäßiger Zustand) ist dann gegeben, wenn die Summe aller Entnahmen kleiner ist, als die verfügbare Grundwasserressource.

Die Prüfung auf Risiko erfolgte durch Vergleich der verfügbaren Grundwasserressource mit der Summe aller Entnahmen aus einem Einzelporengrundwasserkörper mit unzureichender Datenlage.

Ein Risiko, dass der „gute mengenmäßige Zustand“ nicht erreicht wird, ist dann gegeben, wenn die Summe aller Entnahmen größer als 75 % der verfügbaren Grundwasserressource ist.

3.5.9.4. Risikobeurteilung – Gruppen von Grundwasserkörpern

In Österreich liegen in den nach EU WRRL ausgewiesenen Gruppen von Grundwasserkörpern Grundwasserstandsdaten nicht in jenem Umfang vor, die es ermöglichen würden, die erforderliche Risikobeurteilung nach der für Einzel(poren)grundwasserkörper ermittelten Methode durchführen zu können.

Für weite Teile Österreichs liegen jedoch verlässliche Daten über die mittlere Grundwasserneubildung vor. Dadurch konnte die verfügbare Grundwasserressource in Gruppen von Grundwasserkörpern über die vorhandene mittlere Grundwasserneubildung charakterisiert.

Ermittlung der mittleren Grundwasserneubildung:

Nach Wundt kann die mittlere Grundwasserneubildung aus der Niederwasserführung des mit dem Grundwasserkörper in Verbindung stehenden Vorfluters ermittelt werden. Diesem Ansatz liegt die Vorstellung zu Grunde, dass in länger anhaltenden Trockenperioden die Niederwasserführung im Vorfluter allein aus dem Grundwasserkörper gespeist wird. Die mittlere Grundwasserneubildung ergibt sich als arithmetisches Mittel der niedrigsten monatlichen Tagesabflüsse ($MoNQ_T$) aller Monate einer Bezugsjahresreihe ($MoMNQ_T$ -Verfahren).

Ermittlung der verfügbaren Grundwasserressource

Die Ermittlung der verfügbaren Grundwasserressource erfolgte unter dem Gesichtspunkt, dass eine Beeinträchtigung der mit dem Grundwasserkörper in Verbindung stehenden Oberflächengewässer nicht gegeben ist. Es wurde davon ausgegangen, dass diese Voraussetzung dann erfüllt ist, wenn die durch Entnahmen aus dem Grundwasser bedingte Reduktion des Durchflusses im Vorfluter maximal 50 % der Differenz zwischen der mittleren und der minimalen Grundwasserneubildung beträgt.

Die mittlere Grundwasserneubildung entspricht dem arithmetischen Mittel der niedrigsten monatlichen Tagesabflüsse ($MoNQ_T$) der Jahresreihe 1981 bis 1990. Die minimale Grundwasserneubildung entspricht dem kleinsten Jahresmittel der niedrigsten monatlichen Tagesabflüsse ($MoNQ_T$) innerhalb der Jahresreihe 1981 bis 1990.

Ermittlung der Dargebotstypen

Ausgehend von den Ergebnissen der oben genannten Untersuchungen wurden Pegelinzugsgebiete bestimmt, in welchen der Anteil der mittleren Grundwasserneubildung am Niederschlag und der Anteil der verfügbaren Grundwasserressource an der mittleren Grundwasserneubildung eine vergleichbare Größenordnung aufweist. Diese wurden so genannten „Dargebotstypen“ zugeordnet.

Für die einzelnen Dargebotstypen wurden die oben genannten Anteile in Form von Kennwerten abgeleitet. Der prozentuelle Anteil der mittleren Grundwasserneubildung am Niederschlag wird als „Kennwert1“, der prozentuelle Anteil der verfügbaren Grundwasserressource an der mittleren Grundwasserneubildung wird als „Kennwert2“ bezeichnet.

Bestimmung der verfügbaren Grundwasserressource in den einzelnen Gruppen von Grundwasserkörpern

Im Rahmen der erstmaligen Beschreibung und Risikobeurteilung wurden die Gruppen von Grundwasserkörpern einem „Dargebotstyp“ zugeordnet.

Der innerhalb der Grenzen der einzelnen Grundwasserkörper fallende mittlere Jahresniederschlag (Jahresreihe 1961 bis 1990) wurde dem Hydrologischen Atlas von Österreich (BMLFUW, 2003) entnommen.

Die in einer Gruppe von Grundwasserkörpern verfügbare Grundwasserressource [mm/a] ergibt sich aus dem Produkt des mittleren Jahresniederschlages [mm/a] und den Kennwerten des jeweiligen „Dargebotstyps“.

Prüfung auf Gleichgewicht

Die Prüfung auf Gleichgewicht erfolgte durch Vergleich der verfügbaren Grundwasserressource mit der Summe aller Entnahmen aus einer Gruppe von Grundwasserkörpern.

Ein Gleichgewicht (guter mengenmäßiger Zustand) ist dann gegeben, wenn die Summe aller Entnahmen kleiner ist, als die verfügbare Grundwasserressource

Prüfung auf Risiko

Die Prüfung auf Risiko erfolgte durch Vergleich der verfügbaren Grundwasserressource mit der Summe aller Entnahmen aus einer Gruppe von Grundwasserkörpern.

Ein Risiko, dass der gute mengenmäßige Zustand nicht erreicht wird, ist dann gegeben, wenn die Summe aller Entnahmen größer als 75 % der verfügbaren Grundwasserressource ist.

3.5.9.5. Risikobeurteilung – Einzeltiefengrundwasserkörper und Gruppen von Tiefengrundwasserkörpern

In Österreich wurden bei der erstmaligen Beschreibung von Tiefengrundwasserkörpern zwischen

- Tiefengrundwasserkörper mit Trinkwassereigenschaften (u. a. Arteser) und
- Thermal- und Mineralwasser –Tiefengrundwasserkörper

unterschieden.

In Österreich gibt es Tiefengrundwasserkörper, deren großräumige geologische Struktur durch Aufschlüsse zwar annähernd bekannt ist, für die jedoch aufgrund der unzureichenden Datenlage vorerst weder eine Beschreibung, noch eine Risikobeurteilung im Sinne der WRRL durchgeführt werden kann. Vorhandene Aufschlüsse, die keinem ausgewiesenen Tiefengrundwasserkörper zugeordnet werden können, sind im Rahmen der Beschreibung der oberflächennahen Grundwasserkörper mitzubehandeln.

Tiefengrundwasserkörper sind nur in einem geringeren Umfang als oberflächennahe Grundwasserkörper in den natürlichen Wasserkreislauf eingebunden. In der Regel kann davon ausgegangen werden, dass sie weder mit Oberflächengewässer- noch mit Landökosystemen in Verbindung stehen. Für Tiefengrundwasserkörper sind daher im Allgemeinen keine gemäß EU WRRL

zu erreichenden ökologischen Qualitätsziele festzulegen. Die Festlegung der verfügbaren Grundwasserressource erfolgte daher ausschließlich nach wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten (Grundwasserverhältnisse, Nutzungen und Qualität). Vornehmliches Ziel ist es, Tiefengrundwasserkörper zu schützen und deren nachhaltige Nutzung sicherzustellen.

Zustand und Zustandsänderungen eines Tiefengrundwasserkörpers können an Sonden/Brunnen durch folgende Parameter erkannt und beschrieben werden:

- Wasser- und Druckspiegellagen,
- Brunnenenergiebigkeiten und Auslaufmengen,
- Physikalische und chemische Eigenschaften des Tiefengrundwassers, einschließlich Isotopengehalt und Zusammensetzung der Gasphase, und
- Änderungen des Entnahme-Absenkungsverhaltens (Q/s – Beziehung) des Brunnens.

Eine abgestimmte Vorgangsweise wie bei Tiefengrundwasservorkommen eine Risikobeurteilung vorgenommen werden soll, kann grundsätzlich nur dann festgelegt werden, wenn eine einheitliche Datenbasis vorhanden ist. Diese Voraussetzung ist derzeit in Österreich noch nicht gegeben. Die Datenlage in den einzelnen Bundesländern, ja selbst in einzelnen Gruppen von Tiefengrundwasserkörpern ist, was die erhobenen Parameter, den Messumfang und die Dokumentation betrifft, uneinheitlich bzw. teilweise als nicht ausreichend anzusehen.

Im Rahmen der erstmaligen Beschreibung konnte daher bei Tiefengrundwasserkörpern eine Risikobeurteilung (Prüfung auf Gleichgewicht und Prüfung auf Risiko) wie bei den oberflächennahen Grundwasserkörpern nicht durchgeführt werden. In einem ersten Schritt konnte das Risiko des Verfehlens des „guten mengenmäßigen Zustandes“ daher nur **abgeschätzt** werden.

Die **Abschätzung des Risikos** erfolgte in Abhängigkeit von den an ausgewählten, repräsentativen Sonden/Brunnen vorhandenen Daten durch die Länder selbst. Insbesondere wurden dabei folgende Daten berücksichtigt.

- Beschaffenheit der Sonde/Brunnen (Tiefe, vollkommener/unvollkommener Ausbau),
- Verhalten des Wasser- bzw. Druckspiegels,
- Veränderung der bei bestimmten Entnahmemengen resultierenden Absenkung des Wasser- bzw. Druckspiegels,
- Veränderungen der Entnahmemengen,
- Veränderungen der physikalischen und chemischen Eigenschaften des entnommenen Wassers, und

- Beschaffenheit des Tiefengrundwasserkörpers (Lage und Mächtigkeit, Durchlässigkeit und Zusammensetzung des/der Grundwasserleiters)

Darüber hinaus wurde die an den einzelnen Tiefengrundwasserkörpern entnommenen Gesamtwassermengen erhoben. War dies auf Grund der vorhandenen Datenlage nicht möglich, so wurden die Entnahmen mit größtmöglicher Genauigkeit und unter Berücksichtigung der vorhandenen Nutzungsstruktur abgeschätzt.

Auf Basis der für die einzelnen Sonden/Brunnen ausgewerteten Daten und Informationen, sowie der ermittelten Entnahmemengen wurde im Rahmen der erstmaligen Beschreibung von den Ländern eine Abschätzung des Zustandes des gesamten Tiefengrundwasserkörpers, somit die Risikoabschätzung vorgenommen.

3.5.9.6. Einzeltiefengrundwasserkörper

Nach derzeitigem Stand der Bearbeitung wurde in Österreich ein einziger Einzeltiefengrundwasserkörper (Thermalgrundwasserkörper) ausgewiesen. Dieser ist grenzüberschreitend und befindet sich im Malmkarst des oberösterreichisch-niederbayerischen Molassebeckens.

Die Risikobeurteilung dieses Einzeltiefengrundwasserkörpers wurde durch das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung durchgeführt.

3.5.9.7. Gruppen von Tiefengrundwasserkörpern

Bei Gruppen von Tiefengrundwasserkörpern kann eine Zuordnung der einzelnen Sonden / Brunnen zu einem bestimmten Grundwasserleiter nicht vorgenommen werden.

Für die nach WRRL ausgewiesenen neun Gruppen von Tiefengrundwasserkörpern wurde deren mengenmäßiger Zustand an Hand vorliegende Daten durch die Ämter der Burgenländischen, Steiermärkischen und Oberösterreichischen Landesregierung abgeschätzt.

4. Schutzgebiete

4.1. Allgemeines

Im Rahmen der nationalen Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG ist gemäß Artikel 6 und Anhang IV ein Verzeichnis der Schutzgebiete bis 22.12.2004 zu erstellen. In Österreich wurde dies im §59b Wasserrechtsgesetz 1959 berücksichtigt. Das Verzeichnis der Schutzgebiete hat zu enthalten:

1. Oberflächenwasser- und Grundwasserkörper, 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 oder für eine solche künftige Nutzung bestimmt sind, sowie gemäß §§ 34, 35 WRG 1959 als Wasserschutzgebiete ausgewiesene Gebiete;
2. Gebiete, die auf Grund gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften zum Schutz wirtschaftlich bedeutender aquatischer Arten ausgewiesen wurden;
3. Gebiete, die auf Grund von landesgesetzlichen Bestimmungen in Umsetzung der EU Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, und der EU Richtlinie 79/409/EWG über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten ausgewiesen wurden, sofern die Erhaltung oder Verbesserung des Wasserzustandes einen wichtigen Faktor für diesen Schutz darstellt.
4. nährstoffsensible Gebiete, sofern sie gemäß EU Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser als empfindliche Gebiete bzw. gemäß EU Richtlinie 91/676/EWG über den Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen als gefährdete Gebiete ausgewiesen wurden;
5. Gewässer, die im Rahmen des Bäderhygienegesetzes in Umsetzung der EU Richtlinie 76/160/EWG ausgewiesen wurden.

4.2. Schutzgebiete für die Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch

Zum Schutz von Wasserversorgungsanlagen und der künftigen Wasserversorgung sieht das österreichische Wasserrechtsgesetz 1959 die Erlassung von Wasserschutz- und Wasserschongebieten in den §§ 34 und 35 vor. Die wasserwirtschaftlichen Rahmenpläne (§53) und die wasserwirtschaftlichen Rahmenverfügungen (§54) dienen zur Steuerung der wasserwirtschaftlichen Ordnung und Entwicklung, sind aber im eigentlichen Sinne keine Schutzgebiete und wurden deshalb nicht in das Verzeichnis der Schutzgebiete aufgenommen.

Im Vergleich der Datenverfügbarkeit von Wasserschutz- und Wasserschongebieten kann festgehalten werden, dass die österreichischen Wasserschongebiete bereits zentral im Umweltbundesamt mit Stand 2001 erfasst wurden. Eine zentrale Erfassung der österreichischen Wasserschutzgebiete hingegen erfolgte bislang nicht. Des Weiteren ist für die Wasserschutzgebiete kein bundesweit einheitlicher Datensatz vorhanden. Aufgrund dessen konnten im Verzeichnis der Schutzgebiete für den Entwurf der IST-Bestandsanalyse nur die Wasserschongebiete aufgenommen werden.

Im Zuge der IST-Bestandsanalyse wurden die Bundesländer um eine Aktualisierung der jeweiligen Daten bis 15. November 2003 ersucht. Von fünf Bundesländern erfolgten Rückmeldungen. In den restlichen Bundesländern werden diese Gebiete entweder gerade aktualisiert oder es haben sich seit 2001 keine Änderungen ergeben. Die von den o. a. Bundesländern aktualisierten Daten wurden zur Gänze in die Ergebniskarte aufgenommen und dargestellt.

Für die Ergebnisse ist anzumerken, dass einige der ausgewiesenen Wasserschongebiete flächenanteilig in mehreren Planungsräumen liegen. In diesen Fällen wurden bislang die Wasserschongebiete in den jeweiligen Planungsräumen zu jeweils 100 % aufgenommen, ohne dass eine flächenmäßige Teilung erfolgte. Diese Anmerkung ist äußerst wichtig, da eine Zusammenschau für Österreich aufgrund der Planungsräume und ohne Bereinigung der mehrfach gemeldeten und ausgewerteten Wasserschongebietsflächen zu einem falschen (erhöhten) Gesamtergebnis führen würde.

4.3. Gebiete zum Schutz wirtschaftlich bedeutender aquatischer Arten

Von Österreich wurden bislang keine derartigen Gebiete ausgewiesen. Dementsprechend wurde in den Ergebniskarten diese Schutzgebietskategorie nicht berücksichtigt.

4.4. Gebiete zum Schutz von Lebensräumen oder Arten

Aufzulisten sind diejenigen Gebiete, die auf Grund von landesgesetzlichen Bestimmungen in Umsetzung der EU Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie) und der EU Richtlinie 79/409/EWG über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (Vogelschutzrichtlinie) ausgewiesen wurden, sofern die Erhaltung oder Verbesserung des Wasserzustandes einen wichtigen Faktor für diesen Schutz darstellt.

Die grundsätzliche Vorgangsweise für die Nominierung der Wasserrahmenrichtlinienrelevanten Natura 2000 Gebiete wurde im Arbeitspapier „Wasserrahmenrichtlinie - Schutzgebiete“ (Stand 15. Oktober 2002) festgelegt.

Da die Naturschutzangelegenheiten ausschließlich in der Kompetenz der Bundesländer liegen, erfolgte die Auswahl der WRRL - relevanten Natura 2000-Gebiete und die Aufnahme der Gebiete in das Verzeichnis auf Grundlage der Meldungen der einzelnen Bundesländer.

Als Entscheidungshilfe wurde den Bundesländern ein Kriterienvorschlag zur Verfügung gestellt, der im Rahmen einer Studie des Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit weiteren Fachexperten zur Nennung der nach §59b, Wasserrechtsgesetz 1959 (Artikel 6 und Anhang IV der EU Wasserrahmenrichtlinie) relevanten Natura 2000-Gebiete erarbeitet wurde (LAZOWSKI et. al 2004). Die Anwendung der vorgeschlagenen Kriterien für die Auswahl der WRRL-relevanten Natura 2000 Gebiete ist in nachfolgender Abbildung M-4.4-1 in Form eines Ablaufschemas dargestellt.

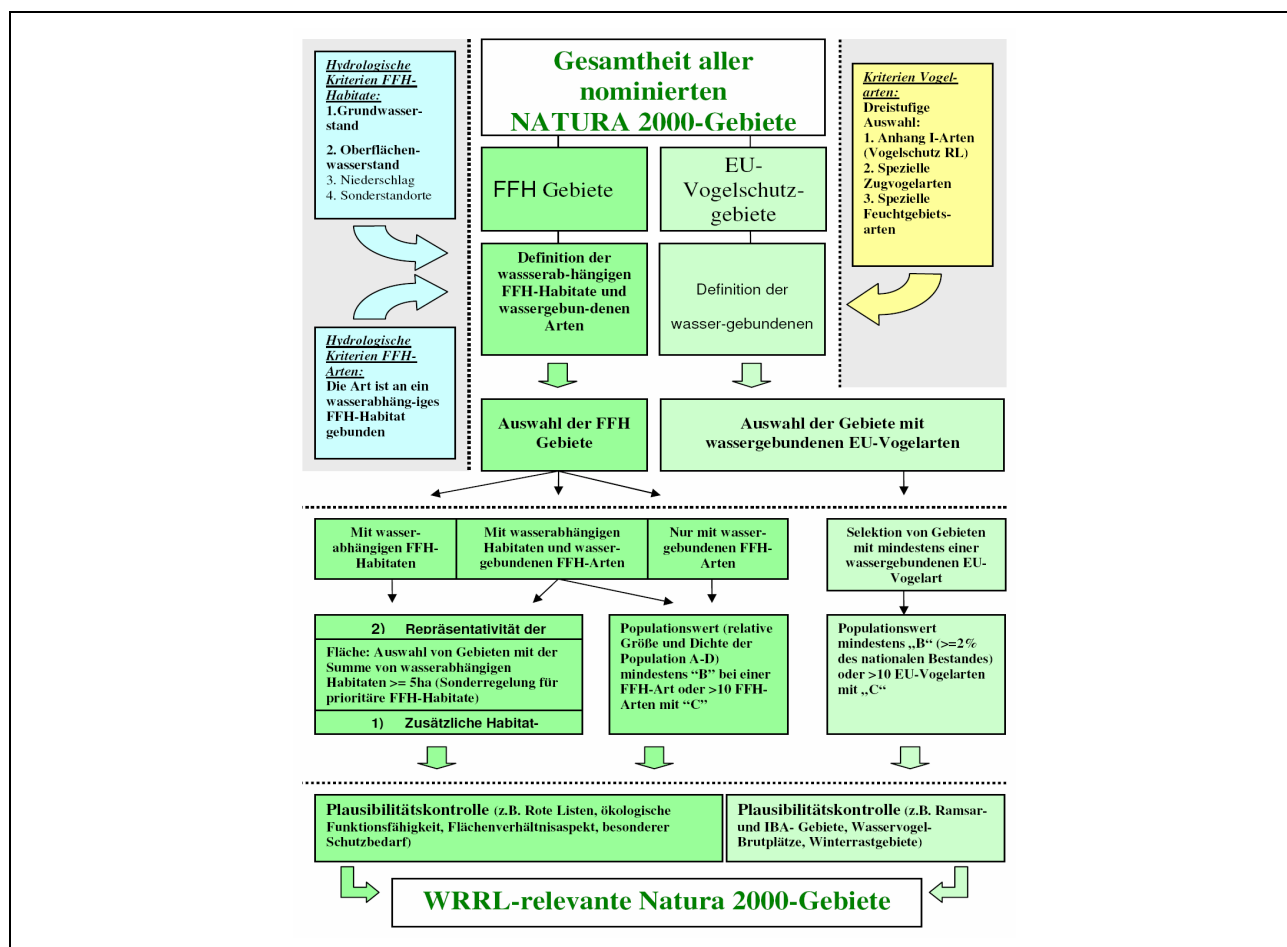


Abbildung M-4.4-1: Entscheidungshilfe für die Auswahl WRRL – relevanter Natura 2000-Gebiete

Der abschließenden Plausibilitätsprüfung kommt dabei eine besondere Bedeutung zu.

Von Österreich wurden in dieser Schutzgebietskategorie „Gebiete zum Schutz von Lebensräumen oder Arten“ zusätzlich diejenigen Gewässer(strecken) in das Verzeichnis aufgenommen, welche aufgrund der EU Richtlinie 78/659/EWG über die „Qualität von Süßwasser, das schutz- und verbesserungsbedürftig ist, um das Leben der Fische zu erhalten“, bis dato ausgewiesen wurden.

4.5. Nährstoffsensible Gebiete

Hierunter fallen Gebiete, sofern sie gemäß EU Richtlinie Nr. 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser als empfindliche Gebiete bzw. gemäß EU Richtlinie Nr. 91/676/EWG über den Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen als gefährdete Gebiete ausgewiesen wurden.

4.6. Schutzgebiete von Erholungs- und Badegewässer

Hierunter fallen Gebiete, die als Erholungsgewässer ausgewiesen wurden einschließlich Gebiete, die im Rahmen des Bäderhygienegesetzes in Umsetzung der EU Richtlinie 76/160/EWG über die Qualität von Badegewässern ausgewiesen wurden.

Von Österreich wurden in dieser Kategorie ausschließlich Schutzgebiete für Badegewässer in das Verzeichnis aufgenommen und in den Ergebniskarten (als Punktinformation) dargestellt. Die Daten und Informationen betreffend die Badegewässer(stellen) wurden dem BMLFUW vom Bundesministerium für Gesundheit und Frauen über das Institut für medizinische Mikrobiologie und Hygiene in Klagenfurt (vormals - Bakteriologisch-serologische Untersuchungen Klagenfurt) zur Verfügung gestellt.

Weitere Gebiete die als Erholungsgewässer dienen, wurden bis dato nicht ausgewiesen, da keine gemeinschaftsrechtlichen Verpflichtungen hiezu bestehen.

5. Literaturhinweise

- BMLFUW, 2002-1 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bund-Bundesländer-Arbeitskreis „Chemie Überwachung und Ziele“ (AK-CHÜZ); Überwachung der chemischen Parameter in Oberflächengewässern; Stand März 2002; www.lebensministerium.at/wasser/wasserrahmenrichtlinie
- BMLFUW, 2003-1 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bund-Bundesländer-Arbeitskreis „Chemie Überwachung und Ziele“ (AK-CHÜZ); Qualitätsziele für chemische Stoffe in Oberflächengewässern; Stand April 2003; www.lebensministerium.at/wasser/wasserrahmenrichtlinie
- BMLFUW, 2005-1 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bund-Bundesländer-Arbeitskreis „Chemie Überwachung und Ziele“ (AK-CHÜZ); Arbeitspapier „Risikoabschätzung für chemische Schadstoffe in Oberflächengewässern – Beschreibung der Bewertungsmethode“, Stand Jänner 2005 (das Arbeitspapier kann beim BMLFUW bezogen werden bei: karin.wiesbauer@lebensministerium.at)
- BMLFUW, 2002-2 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bund-Bundesländer-Arbeitskreis Ökologie; Typisierung der österreichischen Fließgewässer im Sinne der Vorgaben des Anhanges II der WRRL, Strategiepapier; Wien.
- BMLFUW, 2002-3 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bund-Bundesländer-Arbeitskreis Ökologie; Kriterien zur Ausweisung von potentiellen Referenzstrecken für den sehr guten ökologischen Zustand und Eichstrecken für den guten ökologischen Zustand, Strategiepapier; Wien.
- BMLFUW, 2002-4 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Gewässerschutzbericht 2002; Wien
- BMLFUW, 2003-2 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bund-Bundesländer-Arbeitskreis „Emissionen und Maßnahmen: Chemie der Oberflächengewässer – Emissionen und Maßnahmen“; Stand September 2003; Strategiepapier - Präsentation im Rahmen des vom Lebensministeriums und OWAV abgehaltenen Workshops zur Wasserrechtsgesetznovelle am 22. Oktober 2003.
- BMLFUW, 2000 ÖPUL 2000; „Sonderrichtlinie für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft“. Wien
- BMLFUW, 1999-1 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft; Richtlinie zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern. Wien
- BMLFUW, 1987 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft; Vorläufige Richtlinie für Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern. Wien

BEHRENDT H. (2004) noch nicht veröffentlichte Zwischenergebnisse im Rahmen von daNUbs: „Nutrient Management in the Danube Basin and its Impact on the Black Sea, Projekt des 5. EU - Rahmenprogrammes, EVK1-CT-2000-00051

Wilfried Bursch, Ökotoxikologische Bewertung von Daten für die Festlegung von Umweltqualitätsnormen zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG und der Wasserrahmenrichtlinie (2003); www.lebensministerium.at/wasser/wasserrahmenrichtlinie

Europäische Kommission 2003; CIS Horizontal Guidance on the Identification of Water Bodies; Horizontal Guidance Document on the Application of the Term, “Water Body” in the Context of the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy of the WFD (2000/60/EC) p22; <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library>

Europäische Kommission 2003; CIS Guidance on the identification and designation of heavily modified and artificial water bodies in the Context of the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy of the WFD (2000/60/EC) <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library>

Europäische Kommission 2003; CIS Horizontal Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Common Implementation Strategy of the WFD (2000/60/EC). <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library>

Europäische Kommission (2003). CIS Guidance for the Analysis of Pressures and Impacts in the Context of the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy of the WFD (2000/60/EC). p22 <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library>.

Common Implementation Strategy 2004, Working Group “2A - Ecological Status”; Overview of common Intercalibration types and Guidelines for the Selection of Intercalibration sites; Version 4.0 – 26 February 2004.

DOKULIL, M., K. TEUBNER, H. GOLLMANN, S. RAUDASCHL, K. DONABAUM, P. RIEDLER, P. SCHWEIGER, G. JANAUER, U. HUMPECH, G. WOLFRAM, W. GRAF, J. WANZENBÖCK, G. TISCHLER, B. LAHNSTEINER & H. GASSNER, 2001. Typspezifische Referenzbedingungen für die integrierende Bewertung des ökologischen Zustandes stehender Gewässer Österreichs gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Projektstudie, Phase 1. BMLFUW, Wien.

FINK, M.H., O. MOOG & R. WIMMER (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs - eine Grundlage zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Monographien des Umweltbundesamtes Nr. 128, Wien.

GASSNER, H., D. ZICK, J. WANZENBÖCK, B. LAHNSTEINER & G. TISCHLER, 2003. Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Schriftenreihe des BAW, Band 18, Wien, 83 pp. und Anhang

ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea. Fischer, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger, Amsterdam.

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien (Koordinator) (2001-2005) daNUbs: „Nutrient Management in the Danube Basin and its Impact on the Black Sea, Projekt des 5. EU-Rahmenprogrammes, EVK1-CT-2000-0005. <http://danubs.tuwien.ac.at>

MADER, H., T. STEIDL & R. WIMMER (1996): Abflussregime österreichischer Fließgewässer - Beitrag zu einer bundesweiten Fließgewässertypologie. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 82, Wien.

Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung (WIFO, 2003): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für den Sektor Landwirtschaft – Ökonomische Analyse der Wassernutzung. Wien

SCHMIDT-KLOIBER, A., MOOG, O., GERRITSEN, J. (2001): Die aquatischen Ökoregionen Österreichs - Ergebnisse multivariater Analysen von Makrozoobenthos-Zönosen. Österreichs Fischerei, 54: 154-161

Statistik Austria: Agrarstrukturhebung 1999.

STUBAUER, I. & MOOG, O. (2003): Saprobielle Grundzustände österreichischer Fließgewässer.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Wien.

UBA (2002): Umweltbundesamt: Erarbeitung von Fachgrundlagen für die Umsetzung der Programme nach Artikel 7 der Richtlinie 76/464/EWG (2002); www.lebensministerium.at/publikationen

WEBER, K., A. CHOVANEC, D. GRUBER, M. NAGY, R. WIMMER & M. H. FINK, 2002. Erhebung und abiotische Typisierung der stehenden Gewässer Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Wasserwirtschaftskataster.

WIMMER, R. & A. CHOVANEC (2000): Fließgewässertypen in Österreich im Sinne des Anhang II der EU WRRL. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

WIMMER, R. & O. MOOG (1994): Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 51, Wien.

WIMMER, R., A. CHOVANEC, O. MOOG, M.H. FINK & D. GRUBER (2000): Abiotic stream classification as a basis for a surveillance monitoring network in Austria in accordance with the EU Water Framework Directive. Acta hydrochim.hydrobiol. 28 (4): 177-184.

WOLFRAM, G. (2004): Typologie der natürlichen Seen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Wasserwirtschaftskataster (in Druck)

Moog, O., Nesemann, H. & Ofenböck, T. (2001): Österreichs Anteil an den europäischen Ökoregionen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie – eine deduktive Analyse landschaftsprägender Milieufaktoren. – Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 52 (7/8), S 204 – 209.

Moog, O., Schmidt-Kloiber, A., Ofenböck, T. & Gerritsen, J. (2001): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien; ISBN 3-85 174 -0432.

Aschauer A., A. Burger, A. Chovanec, G. Eisenkölb, R. Konecny, M. Matzl, G. Parthl, W. Stundner, G. Vincze, R. Wimmer, I. Zieritz (2003): Arbeiten zur Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie bei österreichischen Fließgewässern: Entwicklung von Methodik und Darstellung signifikanter hydromorphologischer Auswirkungen für Fließgewässer > 100 km², Ausweisung von Oberflächenwasserkörpern nach naturräumlichen Kriterien, Berichterstellung 2004 sowie die Entwicklung hydromorphologischer Kriterien. Bericht im Auftrag des BMLFUW (unveröffentlicht), Wien.

Muhar, S., M. Kainz, M. Kaufmann & M. Schwarz (1996): Ausweisung flusstypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich. Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.), Wien.

Muhar, S., M. Kainz & M. Schwarz (1998): Ausweisung flusstypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich - Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 500 km² ohne Bundesflüsse. Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.), Wien.

Werth, W. (1987): Ökomorphologische Gewässerbewertungen in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierungen). Österreichische Wasserwirtschaft. Jahrgang 39, Heft 5/6. p 122-128. Wien.

BMLFUW, 2004-1 (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) Bund-Bundesländer-Arbeitskreis Grundwasser; Strategiepapier Grundwasserentnahmen, Wien

BMLFUW und Land OÖ (Hrsg.), 1999-2 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Wasserwirtschaftskataster und Land Oberösterreich (Hrsg.); Thermalwasservorkommen im niederbayerisch-oberösterreichischen Molassebecken. Hydrogeologisches Modell und Thermalwasser-Strömungsmodell. Kurzbericht; Wien.

BMLFUW, 2002-5 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; EU Grundwasserrichtlinie 80/68/EWG; Bericht 2002 der Republik Österreich, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

HOLLER, C. (2004 a): Erstabschätzung der verfügbaren Grundwasserressource für Gruppen von Grundwasserkörpern - Studie im Auftrag des BM f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.

HOLLER, C. (2004 b): Erstabschätzung der verfügbaren Grundwasserressource für Einzelgrundwasserkörper mit unzureichender Datenlage.- Studie im Auftrag des BM f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.

HOLLER, C. (2004 c): Ermittlung der Grundwasserentnahmen für die öffentliche Wasserversorgung und die Eigenversorgung der Haushalte sowie Risikobeurteilung für Gruppen von Grundwasserkörpern und für Einzelgrundwasserkörper mit unzureichender Datenlage.- Studie im Auftrag des BM f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.

SAMEK,M., O. VOLLHOFER: Quantitative Risikobeurteilung von Grundwasserkörpern nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), ÖWAW, 56. Jg., H 3-4, 2004

SCHULER & GÖDECKE 1999: Detailmodell zur Bilanzierung der Thermalwasservorkommen im niederbayerisch-oberösterreichischen Molassebecken. Endbericht. Teil I: Hydrogeologisches Modell. – Bericht im Auftrag des Bayerisches Landesamtes für Wasserwirtschaft in München und des Bundesministeriums für Land und Forstwirtschaft in Wien, Augsburg.

GOLDBRUNNER, J. E. & ZÖTL, J. G.: Endbericht über das Projekt "Standortsuche zur Erschließung und Nutzung geothermaler Energie im Gebiet der Stadtgemeinde Ried im Innkreis". - Bericht Forschungsgesellschaft Joanneum, Graz 1982.

OBERHAUSER, R. (Red.) 1980: Der geologische Aufbau Österreichs. – Springer, Wien - New York.

VOHRZYKA, K. 1973: Hydrogeologie von Oberösterreich. - OÖ. Landesverlag, Linz.

BLASCHKE, P. 2003: Thermal 2003. Thermalwasseraquifer – Strömungsmodell für das niederbayerisch-oberösterreichische Molassebecken. – CD-Dokumentation und Datenvorhalt – TU Wien, Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft, Wien.

DIN ISO 11074-1, 1997: Bodenbeschaffenheit, Wörterbuch. Teil 1: Begriffe und Definitionen aus dem Bereich Bodenschutz und Bodenkontamination.

LAWA, 2003: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. BRD.

MURER, E. 2003: Abschätzung des Nitratrückhaltevermögens der landwirtschaftlich genutzten Böden Österreichs. - Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft Wien, 19, 70-79.

ÖNORM B 2400, 2003: Hydrologie - Hydrographische Fachausdrücke und Zeichen. Ergänzende Bestimmungen zur ÖNORM EN ISO 772.

SCHNEIDER, W., P. NELHIEBEL, G., AUST, M. WANDL, & O.H., DANNEBERG, 2001: Die landwirtschaftliche Bodenkartierung in Österreich. Bodenaufnahmesysteme in Österreich. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 62, 39-68.

WARSTAT, M. 1985: Auswertung von Bodenkarten bezüglich der Nitrataustragsgefährdung von Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 43/II, 1009-1014.

Schön, A., Plas, C., Kaltenbrunner, W., Bartl, B., Lamm, S., Windsperger, A., Hintermeier, G., Windsperger, B., Fischer, M., 2003A, Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich - Wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung für den Produktions- und Dienstleistungssektor, Denkstatt, Institut für industrielle Ökologie im Auftrag des BMLFUW, Wien.

Vincze G., Eisenkölb G., Lassnig M., Bonani M., 2003; Landwirtschaftliche Entnahmen und industriell/gewerbliche Entnahmen in oberflächennahen Grundwasserkörpern. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Windsperger, A., Hintermeier, G., (2003); Auswertung Grundwassernutzung auf Ebene von Postleitzahlen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

LAZOWSKI, W. et al. (2004): Entwicklung von Kriterien zur Nennung der WRRL – relevanten Natura 2000 – Gebiete und (grund-) wasserabhängige Landökosysteme; BMLFUW – Wasserwirtschaftskataster – im Druck