

Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2021

Methodik NGP 2021: Risiko und Zustand



Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus

Stubenring 1, 1010 Wien

Autorinnen und Autoren: BMLRT, Sektion I Wasserwirtschaft

Gesamtkoordination: Dr. Robert Fenz

Fotonachweis: Titelbild: BMLRT / Alexander Haiden, Langwies-Kösslbach



Wien, 2021. Stand: 1. Februar 2022

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an robert.fenz@bmlrt.gv.at.

Inhalt

1 Einleitung	6
2 Allgemeine Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheiten.....	8
2.1 Oberflächengewässer	8
2.1.1 Kartierung der Lage und Grenzen der Oberflächenwasserkörper	8
2.1.2 Ökoregionen und Oberflächenwasserkörpertypen.....	8
2.2 Grundwasser	9
2.2.1 Lage, Grenzen und Eigenschaften der Grundwasserkörper	9
2.2.2 Von Grundwasser direkt abhängige Oberflächengewässer- Ökosysteme und Landökosysteme	14
2.3 Ermittlung und Kartierung der Schutzgebiete	15
2.3.1 Gebiete zur Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch	16
2.3.2 Gebiete zum Schutz wirtschaftlich bedeutender aquatischer Arten	17
2.3.3 Gebiete zum Schutz von Lebensräumen oder Arten.....	17
2.3.4 Nährstoffsensible Gebiete	19
2.3.5 Schutzgebiete gemäß Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG (mit der die Richtlinie 76/160/EWG aufgehoben bzw. ersetzt wird).....	19
3 Risikobeurteilung Oberflächengewässer	20
3.1 Stoffliche Belastungen	21
3.1.1 Schritte zur IBA – Stoffliche Belastungen	21
3.1.2 Auswirkungsanalyse Punktquellen	24
3.1.3 Auswirkungsanalyse diffuse Quellen	29
3.1.4 Messstellenanalyse	33
3.1.5 Risiko der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027	34
3.2 Hydromorphologische Belastungen	36
3.2.1 Schritte zur IBA für den NPG 2021 – Hydromorphologische Belastungen.....	36
3.2.2 Auswirkungsanalyse - Beeinträchtigungskriterien	39
3.2.3 Risikokategorien Hydromorphologie	43
3.2.4 Datenerfordernisse Hydromorphologie	44
3.3 Umgang mit sonstigen Belastungstypen bzw. Verursachern	48
3.3.1 Aquakultur	48
3.3.2 Beschneiungsanlagen	52
3.3.3 Schneeentsorgung	55
3.3.4 Eingriffe in den Feststoffhaushalt.....	57
3.3.5 Neobiota	59

3.3.6	Fischfressende Arten und Biber.....	68
3.3.7	Schifffahrt – Wellenschlag	70
3.3.8	Klimawandel.....	73
4	Zustandsbewertung Oberflächengewässer.....	76
4.1	Grundlagen der Beurteilung des Chemischen und des Ökologischen Zustands.....	76
4.2	Zustandsbewertung von Oberflächenwasserkörpern	77
4.3	Arbeitsschritte zur Bewertung des Chemischen Zustands	80
4.3.1	Chemischer Zustand inklusive ubiquitäre Schadstoffe.....	80
4.3.2	Chemischer Zustand ohne ubiquitäre Schadstoffe	81
4.4	Arbeitsschritte zur Bewertung des Ökologischen Zustands	82
4.4.1	Bewertung der national geregelten Schadstoffe als Teil des Ökologischen Zustands	86
4.4.2	Ökologischer Zustand – Biologie.....	87
5	Risiko- und Zustandsbeurteilung Grundwasser.....	91
5.1	Stoffliche Belastungen von Grundwasserkörpern	91
5.1.1	Einleitung	91
5.1.2	Belastungen durch diffuse Schadstoffquellen	92
5.1.3	Belastungen durch punktuelle Schadstoffquellen.....	95
5.2	Belastungen der Grundwasserkörper durch Entnahmen bzw. künstliche Anreicherungen	97
5.2.1	Allgemeine rechtliche Rahmenbedingungen.....	97
5.2.2	Methodik zur Erhebung von Entnahmedaten bzw. der Datengrundlage	97
5.3	Beurteilung des chemischen Zustandes und des Risikos von Grundwasserkörpern ..	107
5.3.1	Risikobeurteilung Grundwasserqualität	107
5.3.2	GZÜV-Messnetz	107
5.3.3	Risikobeurteilung bezüglich diffuser Schadstoffquellen	108
5.3.4	Risikobeurteilung bezüglich punktueller Schadstoffquellen	111
5.4	Beurteilung des mengenmäßigen Zustandes und des Risikos von Grundwasserkörpern	112
5.4.1	Allgemeines.....	112
5.4.2	Einzelgrundwasserkörper mit ausreichender Datengrundlage.....	113
5.4.3	Einzelgrundwasserkörper mit unzureichender Datengrundlage	119
5.4.4	Gruppen von Grundwasserkörpern	123
5.4.5	Tiefengrundwasserkörper.....	129
5.4.6	Risikokriterien für vom Grundwasser abhängige aquatische und terrestrische Ökosysteme	132

Tabellenverzeichnis.....	133
Abbildungsverzeichnis.....	134
Literaturverzeichnis	135
6 Anlagen.....	139

1 Einleitung

Dieses Methodikpapier beschreibt die Vorgehensweise bei der Risikobeurteilung / Ist-Bestandsanalyse und der Zustandsbewertung der Oberflächen- und Grundwasserkörper. Es basiert auf dem Methodikband zur Ist-Bestandsanalyse aus dem Jahre 2013 und wurde entsprechend überarbeitet und ergänzt.

Als Grundlage für den Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan haben gemäß §55d WRG 1959 der Bundesminister für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus gemeinsam mit dem Landeshauptmann eine Bestandsaufnahme der Gewässer vorzunehmen. Zu diesem Zweck sind die natürlichen, wirtschaftlichen und sozioökonomischen Gegebenheiten einschließlich der Auswirkungen von signifikanten anthropogenen Belastungen (§§59, 59a) und bisherige Entwicklung zu erheben und unter Berücksichtigung der voraussehbaren Veränderungen festzuhalten. Die Bestandsaufnahme muss die in Anhang B, Ziffer 1-6 des WRG 1959 enthaltenen Informationen umfassen. Artikel 5 der WRRL 1959 sieht eine Überprüfung und allfällige Aktualisierung der Ist-Bestandsanalyse (IBA) alle 6 Jahre vor.

Die Ist-Bestandsanalyse bildet die Grundlage für

- die wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen gem. Art. 14(1) b WRRL
- die Monitoringprogramme
- den 3. NGP und die Maßnahmenplanung
- eine weitere Ausweisung von erheblich veränderten Gewässer

In § 55h WRG 1959 ist das Verfahren, nach welchem die Ist-Bestandsanalyse durchzuführen ist, geregelt. Danach erstellt das BMLRT auf Basis der nach § 59 und § 59a vorliegenden Umweltdaten einen Entwurf der Ist-Bestandsanalyse. Dieser wird dem Landeshauptmann übermittelt, der den Entwurf anhand der ihm zur Verfügung stehenden Daten prüft und erforderlichenfalls unter Anschluss der entsprechenden Unterlagen und Daten ergänzt.

In den Jahren 2004/2007 und 2013 wurden mit Hinblick auf die Erstellung des NGP gemäß den Anforderungen des § 55d WRG 1959 (Artikel 5 der WRRL) die signifikanten

Belastungen der Gewässer ermittelt und eine Einschätzung der Auswirkung menschlicher Aktivitäten auf den Zustand dieser Gewässer durchgeführt. Die Methodik hierzu ist in folgenden Methodenpapieren im Detail dargestellt - siehe [BMLRT > Wasser > Wasser und Daten \(WISA\)](#):

- Risikoabschätzung für chemische Schadstoffe in Oberflächengewässern – Beschreibung der Bewertungsmethode (BMLFUW, 2005 a)
- Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme/Methodik (BMLFUW, 2005 b)
- Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme/Methodik für Gewässer 10-100 km² (BMLFUW, 2007)
- Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme/Methodik (BMLFUW, 2013)
- Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme (BMLFUW, 2013)

Die vorliegende Methodik beschreibt die Vorgehensweise in der Ist-Bestandsanalyse für den NGP 2021 zur Erfassung der stofflichen Belastungen (Schadstoffe sowie allgemein physikalisch-chemischen Parameter wie z.B. Nährstoffe), der hydromorphologischen Belastungen und sonstiger Belastungen (wie z.B. Klimawandel, Neobiota, Aquakultur, usw.). Zusätzlich wird auch die Vorgangsweise für die Zustandsbewertung der Oberflächenwasserkörper auf Basis der Risikoanalyse bzw. auf Basis von Messergebnissen beschrieben.

Die Aufgaben der Ist-Bestandsanalyse für den NGP 2021 können wie folgt zusammengefasst werden:

- Erfassung neuer Eingriffe/Belastungen seit 2013
- Aktualisierung/Ergänzung von Belastungsdaten
- Berücksichtigung neuer Belastungsthemen
- Berücksichtigung neuer Überwachungsergebnisse
- Berücksichtigung seit NGP 2015 bereits gesetzter/eingeleiteter/geplanter Sanierungsmaßnahmen
- Berücksichtigung neuer Entwicklungen bis 2027
- Ermittlung des Risikos, den Zielzustand 2027 zu verfehlen

2 Allgemeine Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheiten

2.1 Oberflächengewässer

2.1.1 Kartierung der Lage und Grenzen der Oberflächenwasserkörper

Im Rahmen der Ist-Bestandsanalyse können aufgrund aktualisierter Belastungs- oder Zustandsdaten neue Wasserkörpereinteilungen erforderlich sein. Diese werden auf Basis der bereits bestehenden Methodik vorgenommen. Die Methodik der Einteilung von Wasserkörpern wurde in der Ist-Bestandsanalyse 2004 und 2013 sowie im NGP 2009 und 2015 beschrieben. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik ist auch im Dokument „Einteilung der Gewässer in Oberflächenwasserkörper“ (BMLFUW 2017) zu finden.

2.1.2 Ökoregionen und Oberflächenwasserkörpertypen

Die Methodik der Einteilung in Gewässertypen wurde in der Ist-Bestandsanalyse 2004 beschrieben, das Ergebnis wurde im NGP 2009 bzw. 2015 veröffentlicht und ist auch Teil der Festlegungen der Qualitätszielverordnung Ökologie (Anlage A). Web-GIS Karten sind auf der Website [BMLRT > Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > WISA-WebGIS](#) abrufbar.

In Ausnahmefällen erfolgten Änderungen der Gewässertypologie (z.B. adaptierte Leitbilder für Fischbewertung, Standorte von Gewässertypen und Typausprägungen, usw.) sowie Abgrenzungen des natürlichen Fischlebensraums. Als Basis für die Abgrenzung des natürlichen Fischlebensraums wurden folgende Definitionen herangezogen:

- **natürlicher Fischlebensraum:** Gewässer oder Gewässerabschnitte, die um Mitte des 19. Jahrhunderts die Ausprägung eines gewässertypspezifischen, selbsterhaltenden speziellen Fischbestandes ohne menschliches Zutun (d.h. bei Betrachtung ohne künstliche Hindernisse) zulassen konnten. Darunter versteht man auch

Gewässerabschnitte oberhalb von aktuell nicht passierbaren natürlichen Querhindernissen (auch mit Absturzhöhen > 1m oder über 1500m Seehöhe), die aufgrund der Größe, Morphologie, Wasserangebot und chemisch-physikalischen Eigenschaften (insbesondere Temperatur) mit hoher Wahrscheinlichkeit einen natürlichen Fischbestand ohne menschliches Zutun aufwiesen oder noch aufweisen.

- **potentieller Fischlebensraum:** Abschnitte von Fließgewässern, die von flussab nicht für Fische erreichbar gewesen sind, jedoch durch Besatz (d.h. Initialbesatz) einen selbsterhaltenden Bestand bilden können.
- **kein Fischlebensraum:** Gewässerabschnitte, die von Fischen nicht dauerhaft besiedelt werden können. Darunter fallen auch Abschnitte die mit Fischen besetzt werden, diese Fische jedoch keinen selbsterhaltenden Bestand entwickeln können.

Als Hilfestellung zur Abgrenzung des natürlichen Fischlebensraumes vom potentiellen und keinem Fischlebensraum dienen die Kriterien **natürliche Querhindernisse** mit > 1m Absturzhöhe, die auch bei höherem Wasserstand keine Passierbarkeit aufweisen oder die **Seehöhengrenze** von 1500m. Flussauf dieser Richtwerte kann meist mit hoher Sicherheit kein natürlicher Fischlebensraum mehr angenommen werden.

2.2 Grundwasser

2.2.1 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 wird.

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

2.2.1.1 Ziele gemäß EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EU WRRL)

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

zusammengefasst werden.

Die erstmalige Beschreibung wird alle 6 Jahre überprüft und gegebenenfalls aktualisiert.

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 werden einem Planungsraum zugeordnet. Erstreckt sich ein Grundwasserkörper über mehrere Planungsräume, wird er dem geeignetsten zugeordnet.

2.2.1.2 Methodik

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 Grundwasser auch überall zumindest lokal genutzt wird;
- der flächendeckende Grundwasserschutz im österreichischen Wasserrecht eine lange Tradition hat;

Bei der flächendeckenden Ausweisung der oberflächennahen Grundwasserkörper werden mit Ausnahme des Bodensees und des Neusiedlersees (inkl. Schilfgürtel) alle Seeflächen miteinbezogen.

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

„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 50 km² erreichen. Diese Grenze kann in Abhängigkeit von der Nutzung, der möglichen Nutzung, des Gefährdungspotentials 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 geeignetsten zugeordnet.

„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.

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.

Eigenschaften

Zur Beschreibung der Eigenschaften wurde zu jedem Einzelgrundwasserkörper bzw. Gruppe von Grundwasserkörpern in der H2O Fachdatenbank 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.

Für die weitergehende Beschreibung von Grundwasserkörpern, die als Beobachtungsgebiet oder voraussichtliches Maßnahmenggebiet ausgewiesen wurden, wurden mit dem „Datenblatt – GWK-Tool“ aus der H2O Fachdatenbank Stammdatenblätter generiert. Darin werden Informationen zu Grundwasserleiter und Deckschicht, Klima, eine hydrogeologische Kurzbeschreibung, Zustand und Trend, Grundwasseralter (sofern bereits erhoben), Landnutzung und Ergebnisse aus GeoHint (Geogene Hintergrundgehalte oberflächennaher Grundwasserkörper) zusammenfassend dargestellt. Zusätzlich sind zur Charakterisierung des Chemismus die Zeitreihen wichtiger physikalischer und chemischer Parameter abgebildet.

Grenzüberschreitende Grundwasserkörper

Bei der Abgrenzung von grenzüberschreitenden Grundwasserkörpern geht Österreich von der Annahme aus, dass bei Verlauf eines Flusses/Oberflächengewässers entlang der Grenze der nationale Grundwasserkörper nicht grenzüberschreitend ist. In den Grenzbereichen zu Deutschland, Slowenien und Ungarn wurden grenzüberschreitende Grundwasserkörper identifiziert und mit den Nachbarländern im Rahmen der Grenzgewässerkommissionen abgestimmt.

2.2.1.3 Charakteristik der über dem Grundwasser liegenden Schichten

Im Hinblick auf die Umsetzung der EU WRRL wurde im Zuge der erstmaligen Beschreibung zur Risikobeurteilung von Grundwasserkörpern im Jahr 2005 auch eine Analyse über die „allgemeine Charakteristik der darüber liegenden Schichten des Einzugsgebiets, aus dem der Grundwasserkörper angereichert wird“ durchgeführt (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.

Charakterisierung der Böden:

Zur flächenhaften Beurteilung der Böden steht die Österreichische Bodenkartierung 1:25.000 (Schneider et al., 2001) bzw. über die digitale Bodenkarte eBOD für einen

Großteil 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 fünf Kategorien unterteilt: "sehr gering", "gering", "mittel", „hoch“ und „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.

2.2.2 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 WRRL-relevante Gebiete mit grundwasserabhängigen Habitaten gemeldet wurden. Als Grundlage für die Identifikation von WRRL-relevanten Natura 2000-Gebieten dient die in Kap. 2.3 beschriebene Methode.

Für die als WRRL-relevanten identifizierten Gebiete erheben die zuständigen ExpertInnen in den Ländern den Erhaltungszustand. Wird der Erhaltungszustand als „ungünstig“ eingestuft, wird angegeben ob dafür anthropogene Eingriffe mit Auswirkungen auf die Chemie oder die quantitative Situation des Grundwassers ausschlaggebend sind.

Die Methode zur Feststellung des Erhaltungszustandes ist im dreibändigen Bericht aus dem Jahre 2005 „Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter“ beschrieben. Die Information ist unter folgenden Links abrufbar:

Band 1 Vogelarten: [Umweltbundesamt > Umweltthemen > Naturschutz > Schutzgebiete > Natura 2000 > Günstiger Erhaltungszustand > Band 1 Vogelarten.pdf](#)

Band 2 FFH-Arten: [Umweltbundesamt > Umweltthemen > Naturschutz > Schutzgebiete > Natura 2000 > Günstiger Erhaltungszustand > Band2 FFH-Arten.pdf](#)

Band 3 FFH-Lebensraumtypen: [Umweltbundesamt > Umweltthemen > Naturschutz > Schutzgebiete > Natura 2000 > Günstiger Erhaltungszustand > Band 3 FFH-Lebensraumtypen.pdf](#)

2.3 Ermittlung und Kartierung der Schutzgebiete¹

Gemäß § 59b WRG 1959 ist ein Verzeichnis der Schutzgebiete zu erstellen. Das Verzeichnis umfasst diejenigen Gebiete, für die nach den gemeinschaftlichen Rechtsvorschriften zum Schutz der Oberflächengewässer und des Grundwassers oder zur Erhaltung von wasserabhängigen Lebensräumen und Arten ein besonderer Schutzbedarf festgestellt wurde. Das Verzeichnis der Schutzgebiete hat zu enthalten:

- Gebiete zur Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch.
- Gebiete, die auf Grund gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften zum Schutz wirtschaftlich bedeutender aquatischer Arten ausgewiesen wurden.
- Gebiete zum Schutz von Lebensräumen und Arten: Vogelschutz- und FFH-Gebiete (NATURA 2000) sowie Gewässer gemäß Fischgewässerrichtlinie (RL 2006/44/EG).
- Nährstoffsensible Gebiete, sofern sie gemäß Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser als empfindliche Gebiete bzw. gemäß

¹ Die in diesem Abschnitt angeführten Nationalen Rechtsdokumente sind über das [Rechtsinformationssystem des Bundes \(RIS\)](#) abrufbar. Rechtstexte und Informationen aus dem Bereich Wasserrecht sind auch unter [BMLRT > Wasser > Wasser in Österreich > Nationales Wasserrecht](#) verfügbar. EU-Rechtsdokumente sind über [EUR-Lex - Access to European Union Law](#) abrufbar.

Richtlinie 91/676/EWG über den Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen als gefährdete Gebiete ausgewiesen wurden.

- Gewässer, die im Rahmen des Bäderhygienegesetzes in Umsetzung der Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG (mit der auch die Richtlinie 76/160/EWG aufgehoben bzw. ersetzt wird) ausgewiesen wurden.

Der NGP 2021 enthält im Anhang Tabellen eine Liste dieser Schutzgebiete. Es wurde geprüft, ob sich seit Erstellung des NGP Änderungen bei relevanten Schutzgebiete ergeben haben (z.B. Ausweisung neuer Schutz- und Schongebiete, neue wasserrelevante Natura 2000 Gebiete, usw.) Diese wurden in den Listen für den NGP 2021 ergänzt.

2.3.1 Gebiete zur Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch

In das Schutzgebietsverzeichnis wurden alle Wasserkörper aufgenommen, 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,
- für eine solche künftige Nutzung bestimmt sind sowie
- gemäß §§ 34, 35 und 37 WRG 1959 als Wasserschutz- oder -schongebiete ausgewiesenen Gebiete.

In Österreich werden nach dem Wasserrechtsgesetz verschiedene Arten von Gebieten unterschieden, die für den Schutz der Wasserversorgung, für die Entnahme für den menschlichen Gebrauch, vorgesehen sind:

- Schutzgebiete zum Schutz von Wasserversorgungsanlagen gemäß § 34 Abs. 1 WRG 1959;
- Schongebiete zum Schutz der allgemeinen Wasserversorgung nach § 34 Abs. 2 WRG 1959 (Anzeigepflicht bzw. Bewilligungspflicht für Maßnahmen, die die Beschaffenheit, Ergiebigkeit oder Spiegellage des Wasservorkommens gefährden könnten);
- Gebiete zur Sicherung der künftigen Wasserversorgung gemäß § 35 WRG 1959;
- Gebiete zum Schutz von Heilquellen und Heilmooren gemäß § 37 WRG 1959.

2.3.2 Gebiete zum Schutz wirtschaftlich bedeutender aquatischer Arten

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

2.3.3 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.

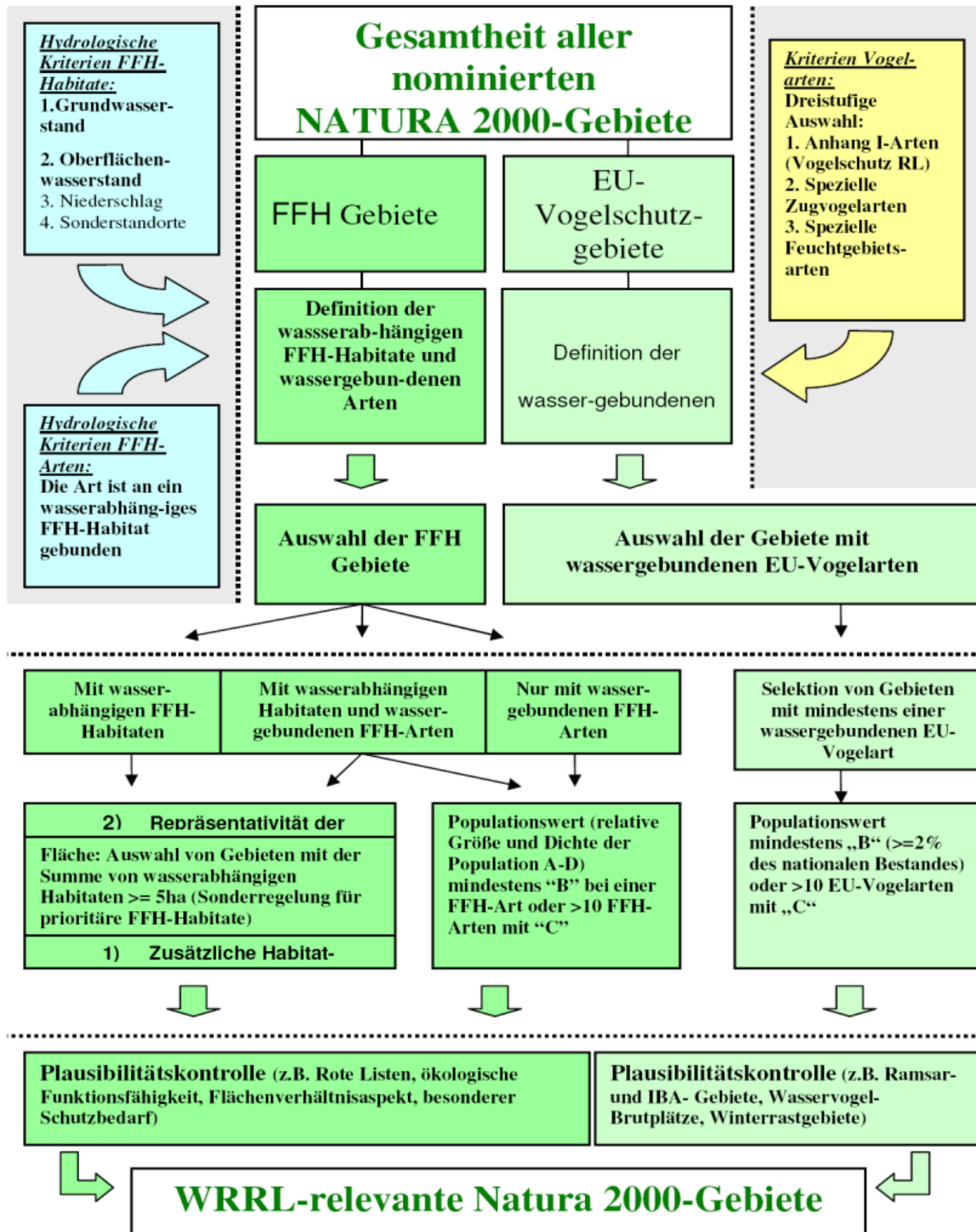
Die grundsätzliche Vorgangsweise für die Nominierung der wasserrahmenrichtlinienrelevanten Natura 2000 Gebiete wurde im Arbeitspapier „Wasserrahmenrichtlinie - Schutzgebiete“ (BMLFUW 2002) festgelegt.

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 Umweltbundesamtes 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 Abbildung 1 in Form eines Ablaufschemas dargestellt. Der abschließenden Plausibilitätsprüfung kommt dabei eine besondere Bedeutung zu.

Die seit dem NGP 2015 hinzugekommenen Gebiete wurden hinsichtlich ihrer WRRL-Relevanz beurteilt und die Auswahl der Gebiete aktualisiert.

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



2.3.4 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.

2.3.5 Schutzgebiete gemäß Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG (mit der die Richtlinie 76/160/EWG aufgehoben bzw. ersetzt wird)

Die Umsetzung dieser Richtlinie in innerstaatliches Recht erfolgte durch eine mit 16. Juli 2009 in Kraft getretene Novelle zum Bäderhygienegesetz (BHygG), BGBl. I Nr. 64/2009 (zuletzt geändert durch BGBl. I Nr. 42/2012), und durch eine mit 30. Oktober 2009 in Kraft getretene eigene Badegewässerverordnung (BGewV), BGBl. II Nr. 349/2009.

Die Badegewässerrichtlinie soll über die Einhaltung bestimmter Wasser-Qualitätsparameter das ungefährliche Baden für die Menschen gewährleisten. Durch die jährliche Einstufung der Qualität eines Badegewässers auf Grundlage der Daten der letzten vier Badesaisonen (Zeitraum vom 15. Juni bis 31. August eines jeden Kalenderjahres) - in Österreich erstmals mit der Badesaison 2013, sowie durch zwei neue bakteriologische Parameter (E. coli und intestinale Enterokokken) zur Überwachung der Badegewässerqualität, sollen die Menschen vor möglichen Infektionen geschützt werden.

Die Richtlinie beinhaltet auch die Erstellung eines Badegewässerprofils für jedes Badegewässer, welche Informationen über alle potenziellen Verschmutzungs- oder Verunreinigungsquellen enthalten. Eine Aktualisierung des Badegewässerprofils erfolgt, je nach Qualitätseinstufung der vergangenen Jahre, spätestens nach vier Jahren.

Insgesamt sind in Österreich 263 Badestellen gemäß EU-Badegewässerrichtlinie ausgewiesen.

3 Risikobeurteilung

Oberflächengewässer

Seen

Zur Bewertung des Risikos der Zielverfehlung von Seen werden vor allem die Ergebnisse der Gewässerzustandsüberwachung für die biologischen Qualitätselemente (Phytoplankton, Makrophyten und Fische) herangezogen. Aus der Analyse dieser biologischen Daten lassen sich auch die jeweiligen stofflichen Belastungen (Nährstoffe, Trophie) oder hydromorphologischen Defizite (z.B. Eingriffe in Uferstrukturen durch fehlende Vegetationszonen oder fehlende Laichplätze) ableiten (siehe dazu auch QZV Ökologie, Anlage B2 – Aussagekraft der Qualitätskomponenten in Bezug auf Belastungen der Oberflächengewässer)

Die Risikobewertung hinsichtlich hydromorphologischer Belastungen erfolgte unter besonderer Berücksichtigung hydrologischer Veränderungen, wobei im Wesentlichen Wasserspiegelschwankungen in Folge der Nutzung als Speichersee zur Spitzenstromproduktion erfasst wurden. Eine Erhebungs- und Bewertungsmethode für strukturelle Gegebenheiten im Uferbereich von Seen wurde entwickelt und ist derzeit in einer Testphase.

Hinsichtlich der stofflichen Belastungen ist anzuführen, dass nur in einem See eine relevante punktförmige Belastung (Einleitung von gereinigtem kommunalem Abwasser) besteht. Das Vorliegen von diffusen Nährstoffeinträgen, die eine Eutrophierungsgefahr darstellen, war nur bei zwei Seen anzunehmen. Bezüglich gefährlicher Stoffe gibt es bis dato keine Hinweise, dass diese in einem österreichischen See zu einer Zielverfehlung führen. Bei den ubiquitären EU Schadstoffen Quecksilber und bromierte Diphenylether muss jedoch – wie bei den Fließgewässern – von einem flächendeckenden Risiko ausgegangen werden.

In einigen Seen hat der Besatz durch Raubfische oder standortfremde Fischarten zu Veränderungen des natürlichen ökologischen Gleichgewichts geführt. Falscher oder zu hoher Besatz kann auch negative Auswirkungen auf das gesamte Ökosystem und damit auch auf andere Qualitätselemente (z.B. Makrophyten, Plankton – Trophie) haben.

Aufgrund fischereilicher Bewirtschaftung sind derzeit fünf Seen (Lunzersee, Irrsee, Traunsee, Weißensee und Walchsee) nicht im guten Zustand.

Fließgewässer

Die nachfolgenden Ausführungen der Risikobeurteilung beziehen sich ausschließlich auf Fließgewässer (Im Kapitel über die sonstigen Belastungstypen bzw. Verursacher werden teilweise auch Seen erfasst).

Die Ist-Bestandsanalyse 2019 stellt die Grundlage für den nächsten NGP und die kommende Maßnahmenplanung dar. Die erforderlichen Daten und Informationen werden in einer zentralen Datenbank (NGP-Datenbank) gesammelt. Die Daten in der NGP-Datenbank dienen insbesondere als:

- Basis für Ist-Bestandsanalyse
- Basis für die Festlegung der Monitoringprogramme
- Basis für Zustandsausweisung
- Basis für die HMWB-Ausweisung
- Basis für ökonomische Analysen
- Basis für die Definition der Maßnahmenprogramme
- Bereitstellung von (Vor-)informationen / Daten für die Öffentlichkeit (z.B. für Planung neuer Projekte) bzw. übergeordneter Planungsaktivitäten

3.1 Stoffliche Belastungen

3.1.1 Schritte zur IBA – Stoffliche Belastungen

Die Methodik der Ist-Bestandsanalyse für den NGP 2021 entspricht im Wesentlichen jener der Ist-Bestandsanalyse 2013 und berücksichtigt alle in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG, BGBl. Nr. II 96/2006 idgF) geregelten Stoffe sowie einige allgemeine physikalisch-chemische Parameter aus der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG, BGBl. Nr. II 99/2010 idgF). Neu ist, dass für ausgewählte relevante Schadstoffe die Ergebnisse der Stoffbilanzmodellierung (STOBIMO Schadstoffe) berücksichtigt werden. Es wird das Risiko im Hinblick auf die Zielerreichung 2027 eingeschätzt.

Die Ist-Bestandsanalyse für den NGP 2021 für stoffliche Belastungen umfasst die in Anlage 1 und 2 angeführten Schritte:

- **Auswirkungsanalyse - Abschätzung der Auswirkungen der signifikanten Belastungen (Anlage 1 – Emissionsseitige Prüfung):**
Für die stofflichen Belastungen bedeutet dies, dass Emissionsfrachten von signifikanten Belastungen (z.B. KA > 2000 EW, Frachten an Bilanzpunkten basierend auf Modellierungsergebnissen) im Verhältnis zu den Durchflussvolumina des Vorfluters ermittelt werden und mit den Umweltqualitätsnormen bzw. einem Quotienten der Umweltqualitätsnormen verglichen werden. Bei den allgemein physikalisch-chemischen Parametern werden hierfür die Richtwerte der QZV Ökologie, bzw. ein Quotient hiervon, für die Bewertung herangezogen. Bei Überschreitung wird für den betroffenen Parameter und Wasserkörper (bei diffusen Belastungen auch größere Einzugsgebiete) eine „mögliche signifikante Beeinträchtigung – C“ angenommen. Bei keiner Überschreitung wird „keine signifikante Beeinträchtigung – B“ angenommen.
Diese Abschätzung wird nach der in den folgenden Kapiteln 3.1.2 und 3.1.3 dargestellten Methodik für alle betroffenen Wasserkörper (OWK) durchgeführt.
- **Messstellenanalyse (Anlage 1):**
Mit der Umsetzung der RL 2013/39/EGU in der QZV Chemie Oberflächengewässer wurden 2016 für die unionsgeregelten Schadstoffe zur Beschreibung des guten chemischen Zustands teilweise neue bzw. strengere Umweltqualitätsziele festgelegt. Bei der Messstellenanalyse sind Ergebnisse von investigativen Überwachungsprogrammen der Bundesländer, der Überblicksweisen Überwachung und des Trendmonitorings in Biota, zu berücksichtigen. Liegen monatliche Daten (bzw. 12 möglichst gleichmäßig verteilte Daten) über ein Jahr bzw. repräsentative Biota-Ergebnisse vor, wird bei Überschreitung für den betroffenen Parameter und Wasserkörper eine „signifikante Beeinträchtigung – D“ angenommen. Bei keiner Überschreitung wird „keine signifikante Beeinträchtigung – B“ angenommen. Liegen keine monatlichen Daten vor, so können, wenn z.B. die Mittelwerte derartiger Untersuchungen über dem Quotienten 0,9xUQN gemäß den Vorgaben der QZV Chemie OG liegen, derartige Messergebnisse zur Ausweisung einer „möglichen signifikanten Beeinträchtigung – C“ des betroffenen Wasserkörpers herangezogen werden.
- **Risiko der Zielverfehlung 2021 (Anlage 2):**
Die Ergebnisse der erstellten Auswirkungsabschätzung sowie der durchgeführten Auswertung von Messdaten werden für jeden Wasserkörper mit den im Nationalen

Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 enthaltenen Zustandsbewertungen, neuen Messstellenergebnissen (GZÜV und Landesmessstellen) und den bis 2021 abgeschlossenen Maßnahmensetzungen verglichen und bewertet. Die Zuordnung gibt einen Hinweis auf das Risiko der Zielverfehlung 2021 unter Berücksichtigung von immissionsseitig vorhandenen Messwerten und der bis 2021 abgeschlossenen Maßnahmensetzung.

Folgende Risikokategorien für stoffliche Belastungen werden unterschieden:

Tabelle 1 Beispiel-Tabelle Risikokategorien Risiko 2021 – stoffliche Belastungen

Bewertung Risiko 2021 – stoffliche Belastungen Risikokategorien	Risiko 2021 Kürzel
Kein Risiko – d.h. 2021 kann der Wasserkörper mit gut oder sehr gut bewertet werden. Um die Zuordnung nachvollziehbar darstellen zu können, wird neben der Risikoangabe auch der Hinweis auf die Gründe dieser Ausweisung (z.B. Messdaten liegen vor oder Maßnahmen sind geplant und 2021 abgeschlossen) angegeben	1
Mögliches Risiko – betrifft Wasserkörper, die im Zuge der durchgeführten Analyse neu mit einer „möglichen signifikanten Beeinträchtigung“ bewertet wurden und für die noch keine Messdaten vorliegen. Diese Wasserkörper wären bei der Messnetzplanung 2021-2024 mitzubersichtigen.	2
Risiko – es liegen Messdaten vor, die die Zielverfehlung bestätigen und bis 2021 sind keine Sanierungsmaßnahmen abgeschlossen.	3

- Risiko der Zielverfehlung 2027:
Die Ergebnisse der durchgeführten Risikoabschätzung werden um jene Maßnahmen ergänzt, die in den betroffenen Wasserkörpern bis 2027 mit hoher Sicherheit durchgeführt und abgeschlossen werden. Es wird davon ausgegangen, dass in der Regel keine neuen stofflichen Belastungen hinzukommen, es sei denn, vom Landeshauptmann wird eine diesbezügliche Meldung übermittelt

3.1.2 Auswirkungsanalyse Punktquellen

3.1.2.1 Methodik 2004/2007 sowie 2013

In der Risikoabschätzung 2004 bzw. 2007 wurde bei den Schadstoffen vor allem das Konzept der messstellenbezogenen Betrachtung umgesetzt. Bei der emissionsseitigen Prüfung von Punktquellen wurden für alle bestehende Gewässergütemessstellen (GZÜV) die im Einzugsgebiet der Messstelle befindlichen Punktquellen erfasst und unter Verwendung von angenommenen Ablaufkonzentrationen und Jahresabwassermengen Schadstofffrachten zugeordnet und bewertet. Bei den allgemein physikalisch-chemischen Parametern wurden die Ergebnisse eines dichten Netzes an GZÜV-Messstellen verwendet. Bei den kleineren Einzugsgebieten (2007 - betraf Gewässernetz > 10 km² und < 100 km² Einzugsgebiet) wurden emissionsseitige Bewertungen durchgeführt, bei denen in vielen Bundesländern Kläranlagen ab einer Ausbaugröße von > 500 EW berücksichtigt wurden.

Seit 2009 wird zur Erfassung von Punktquellen ein Emissionsregister zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW) geführt. Darauf aufbauend erfolgte die Emissionsabschätzung 2013 für alle Wasserkörper, in denen gemäß des Emissionsregisters kommunale Kläranlagen (> 2.000 EW) oder betriebliche Direkteinleiter vorliegen.

Details hierzu sind in den Methodenpapieren der IBA 2004/2007 bzw. 2013 ausgeführt.

3.1.2.2 Methodik 2021 - Emissionsregister gemäß EmRegV-OW

Seit 2009 wird zur Erfassung von Emissionen aus Punktquellen ein Emissionsregister basierend auf der Verordnung über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW) geführt. In diesem Register sind alle wesentlichen Belastungen der Oberflächenwasserkörper durch Stoffe aus nach wasserrechtlichen Vorschriften bewilligten Punktquellen erfasst. Es enthält Jahresabwasserfrachten für die in der Verordnung genannten relevanten Stoffe, ermittelt über Messungen oder über Abschätzungen. Dieses Register stellt auch für die Risikoabschätzung 2021 die Datenbasis dar.

Wie bereits 2013 erfolgt auch für die IBA 2021 die Emissionsabschätzung für alle Wasserkörper, in denen gemäß Emissionsregister Einleitungen kommunaler Kläranlagen (> 2.000 EW) oder betrieblicher Direkteinleiter erfolgen. Für jeden betroffenen Wasserkörper werden die Frachten der im Wasserkörper liegenden Punktquellen sowie die aller oberhalb liegenden Punktquellen aufsummiert und unter Berücksichtigung der mittleren Jahreswassermenge des Vorfluters am Ende des betroffenen Wasserkörpers (Bilanzpunkt) in eine abgeschätzte Summenkonzentration umgerechnet. Bei Überschreitung des Bewertungskriterium $0,5 \times \text{UQN}$ wird dem Wasserkörper eine „mögliche signifikante Beeinträchtigung“ zugeordnet. Die Bewertung der Parameter erfolgt unter Anwendung der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer 2016 idgF (für die Schadstoffparameter) und der Qualitätszielverordnung Ökologie 2016 idgF für die Bewertung der allgemein physikalisch-chemischen Parameter.

Die Emissionsabschätzung berücksichtigt zwei Modelle:

Auswertung der gemeldeten Emissionsdaten des Emissionsregisters Oberflächengewässer (EMREG-OW):

Aus den für das Berichtsjahr 2016 (vereinzelt 2015) gemeldeten Frachten und den Abwassermengen wird eine durchschnittliche theoretische Ablaufkonzentration errechnet. Diese mittlere gerechnete Ablaufkonzentration wird der jeweiligen Umweltqualitätsnorm (UQN) gegenübergestellt. Ist diese theoretische Konzentration größer der UQN wird für diesen Stoff und das entsprechende Einzugsgebiet eine frachtbasierte Immissionsbewertung durchgeführt.

Bei diesem Modell werden auch Indirekteinleiter berücksichtigt. Die Frachtmeldungen der jeweiligen Indirekteinleiter werden mit den Frachtmeldungen der entsprechenden Direkteinleiter verglichen. Meldet ein Indirekteinleiter einen Stoff, der vom entsprechenden Direkteinleiter nicht berichtet wird, so wird die Frachtmeldung des Indirekteinleiters für den Direkteinleiter übernommen.

Berechnung der Emissionen von relevanten Schadstoffen unter Verwendung charakteristischer Ablaufkonzentrationen:

2007 bzw. 2008 wurden im Rahmen des Projektes "QZV Chemie OG – Relevante Emissionen aus kommunalen Kläranlagen" Abläufe von ausgewählten kommunalen

Kläranlagen auf alle Stoffe der QZV Chemie OG untersucht (Clara et al., 2009). Diese Untersuchungen wurden für einen Großteil der Stoffe im Jahr 2016 wiederholt (Clara et al., 2017).

Für Stoffe, die basierend auf den Ergebnissen der Untersuchungsprogramme in kommunalen Kläranlagen sowie der Ist-Belastungsanalyse 2013 als relevant bewertet worden sind, wird eine detaillierte Betrachtung durchgeführt. Dazu werden die Daten aus EMREG-OW verwendet. Bei Fehlen von Daten werden zur Füllung von Datenlücken charakteristische Ablaufkonzentrationen aus den Kläranlagenuntersuchungsprogrammen verwendet.

Zu diesen relevanten Stoffen bzw. Stoffgruppen zählen:

- Allgemein chemisch physikalische Parameter: Orthophosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$), Nitratstickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) und biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅).
- Prioritäre Stoffe: Polybromierte Diphenylether (PBDE), Cadmium, Di(ethylhexyl)phthalat (DEHP), Diuron, Dioxine/Furane und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCDD/F+DL-PCB), Nonylphenole, Nickel, Quecksilber und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS).
- National relevante Schadstoffe: Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitritstickstoff ($\text{NO}_2\text{-N}$), Ethylendiaminotriessigsäure (EDTA), Kupfer und Zink.

Die Stoffe AOX, NTA, Selen und Tributylzinnverbindungen wurden nicht weiter bei der Befüllung von Datenlücken berücksichtigt. Hier erfolgt die Bewertung ausschließlich aus den gemeldeten Emissionsdaten des EmReg-OW. Bei den Stoffen AOX, NTA, Selen lagen die charakteristischen Ablaufkonzentrationen unter den jeweiligen für Gewässer gültigen Umweltqualitätsnormen. Bei Tributylzinnverbindungen haben die aktuellen Untersuchungen bei kommunalen Kläranlagen deutlich niedrigere Ablaufkonzentrationen gezeigt, daher wurden Tributylzinnverbindungen nicht mehr als potentiell relevante Stoffe im Kläranlagenablauf festgelegt (Clara et al., 2017).

Für die Frachtberechnung und weitere Abschätzung werden die in den Messprogrammen 2016 (bzw. bei jenen Stoffen, die 2016 nicht untersucht wurden jene der früheren Messprogramme) ermittelten Medianwerte (siehe Tabelle 2) und die gemeldeten Abwassermengen verwendet. Für die Stoffe Ammonium, Nitrit und Nitrat werden bei Fehlen von EmReg-Daten, wie bei der Risikoabschätzung 2007,

charakteristische Ablaufwerte bei Normbetrieb angenommen. Auch für diese Stoffe wurden die verwendeten Ablaufwerte aktualisiert (siehe Tabelle 3).

Tabelle 2 Charakteristische Ablaufkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] relevanter Schadstoffe im Ablauf kommunaler Kläranlagen.

Stoff	IBA 2013	IBA 2021
Polybromierte Diphenylether	0,000050	0,0000046
Cadmium	0,010	0
Di(ethyl-hexyl)phthalat	0,22	-
Diuron	0,040	0,069*
Dioxine/Furane und dioxinähnliche PCB	-	0,00000000026
Nonylphenole	0,18	0,22*
Nickel	4,1	5,5
Quecksilber	-	0,015
PFOS	-	0,0019-0,017**
EDTA	43	-
Kupfer	4,3	4,4
Zink	31	20

* für Nonylphenole und Diuron sind die Mediane der Auswertungen der Frachtmeldungen im Emissionsregister Oberflächengewässer angegeben.

** abhängig von der Belastung.

Tabelle 3 Emissionsabschätzung für kommunale Kläranlagen – verwendete charakteristische Ablaufkonzentrationen (mg/l)

Stoff	IBA 2013	IBA 2021
Ammonium (NH₄-N)	1,8	1,4
Nitrit (NO₂-N)	0,07	0,07
Nitrat (NO₃-N)	25 (für ARAs \leq 5000 EW) 7 (für ARAs $>$ 5000 EW)	19 (für ARAs \leq 5000 EW) 6,8 (für ARAs $>$ 5000 EW)

Wie oben angeführt werden für die weitere Bewertung beide Modelle verwendet. Liegen Angaben aus EMREG-OW vor, werden die jeweils höchsten Frachten bzw. Konzentrationen für die weitere Berechnung verwendet. Bei kommunalen Anlagen werden in jenen Fällen, bei denen keine Daten aus EMREG-OW vorliegen, zusätzlich für die in Tabelle 2 und Tabelle 3 angeführten Parameter Frachten unter Verwendung der angeführten Ablaufkonzentrationen ermittelt und für die Immissionsbewertung herangezogen. Bei den Metallen liegen die emissionsseitig vorhandenen Daten als Gesamtkonzentrationen vor. Da das immissionsseitige Güteziel sich auf die gelöste Fraktion bezieht, wurde bei der Umlegung, unter der Annahme, dass 80% der Metallkonzentration gelöst vorliegen, eine Abminderung der Gesamtfracht um 20% angenommen. Gleiches gilt auch für Phosphor. Auch hier beziehen sich die meisten Emissionsdaten auf Gesamtphosphor, während die Immissionsrichtwerte für Orthophosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$) gelten. Unter der Annahme, dass 80% der Ablaufkonzentration von Punktquellen in gelöster Form vorliegen, wird zur weiteren Berechnung die Gesamtphosphorfracht aus EmReg um 20% abgemindert.

Für betriebliche Direkteinleiter wurden wie bei den kommunalen Kläranlagen die gemeldeten Frachten aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer für die Auswertungen verwendet. Während für Ammoniumstickstoff und BSB5 und in geringerem Umfang auch für die Metalle Nickel, Kupfer und Zink für einige betriebliche Emittenten Emissionsfrachten verfügbar sind, ist dies für die organischen Stoffe bzw. Stoffgruppen oder für Quecksilber nicht der Fall. Bei der Bestimmung der Emissionsfrachten der betrieblichen Direkteinleiter wurde demnach wie folgt vorgegangen:

Verwendung der Frachten aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer.

Sind Frachtmeldungen für einen Abwasserherkunftsbereich im Emissionsregister Oberflächengewässer verfügbar, erfolgt bei Datenlücken die Frachtberechnung mit dem branchenspezifischen Median und der Abwassermenge des Teilstroms.

Sind keine Frachtmeldungen für einen Abwasserherkunftsbereich im Emissionsregister Oberflächengewässer verfügbar aber es liegen Daten aus den Untersuchungen aus dem Projekt Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene (STOBIMO Spurenstoffe) vor, erfolgt die Frachtberechnung mit diesen Messwerten und der Abwassermenge des Teilstroms.

Sind keine Frachtmeldungen für einen Abwasserherkunftsbereich im Emissionsregister Oberflächengewässer und keine Messungen aus dem Projekt Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene (STOBIMO Spurenstoffe) verfügbar, erfolgt die Frachtberechnung mit den Emissionsbegrenzungen der jeweiligen branchenspezifischen

Abwasseremissionsverordnungen und der Abwassermenge des Teilstroms. Fehlen diese Daten erfolgt die Frachtberechnung mit den charakteristischen Ablaufkonzentrationen der kommunalen Kläranlagen und der Abwassermenge des Teilstroms.

Eine Immissionsbewertung wird für jene Stoffe und Bezugspunkte durchgeführt, für die im Zuge der Emissionsbewertung aus den gemeldeten Emissionsdaten (EMREG-OW) eine theoretische Ablaufkonzentration größer UQN berechnet wurde. Als Bezugspunkte für die Immissionsbewertung wird das Ende des Oberflächenwasserkörpers unterhalb der Einleitung herangezogen. Für die Immissionsbewertung werden für den jeweiligen Bezugspunkt die Einleitungen im darüber liegenden Einzugsgebiet aufsummiert. Aus den Emissionsfrachten und den Abflussdaten des Gewässers erfolgt die rechnerische Bestimmung der Gewässerkonzentration. Dabei werden Mittelwasserführung (MQ) und Niedrigwasserführung (MJNQ_t, entspricht in etwa Q_{95%}) berücksichtigt. Der Bezug auf die Mittelwasserführung erfolgt für den Vergleich mit der Jahresdurchschnitts-UQN (JD-UQN) und der Bezug auf die Niedrigwasserführung erfolgt für den Vergleich mit den zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN). Bei Überschreitung von 0,5xJD-UQN bzw. 0,5xZHK-UQN wird für den betroffenen Parameter und Wasserkörper eine „mögliche signifikante Beeinträchtigung“ angenommen. Bei keiner Überschreitung wird „keine signifikante Beeinträchtigung“ angenommen.

3.1.3 Auswirkungsanalyse diffuse Quellen

3.1.3.1 Methodik 2004/2007 sowie 2013

Hinsichtlich der Schadstoffe erfolgte 2004/2007 die Emissionsabschätzung aufgrund von Informationen über die Flächennutzung. Dies betraf in erster Linie die Belastung aus Pflanzenschutzmitteln. Jedes Pflanzenschutzmittel, dessen Einsatz in Österreich zu diesem Zeitpunkt zugelassen war und dessen Aufwandsmenge in Österreich über 1 Tonne/Jahr lag, wurde über die Anbauarten und deren prozentuellen Flächennutzungsanteil im Einzugsgebiet der Messstelle bewertet. Jene Wasserkörper, denen hierbei eine mögliche signifikante Beeinträchtigung zugewiesen wurde, wurden über Messstellen erfasst. Die Ergebnisse dieser Bewertung wurden für die Auswirkungsanalyse 2013 übernommen.

Für einige Schadstoffe mit vorwiegend diffusem Stoffeintrag in die Gewässer, wie etwa bestimmte Schwermetalle oder Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), lagen flächendeckende Gütemessdaten an allen betrachteten Messstellen vor. Daher wurde keine gesonderte Emissionsabschätzung durchgeführt und für PAK 2004 bzw. 2007 keine Risikoabschätzung vorgenommen. Auch 2013 wurden zur Bewertung der sonstigen diffusen Schadstoffeinträge weiterhin die GZÜV-Gütemessdaten herangezogen, eine gesonderte emissionsseitige Abschätzung diffuser Einträge erfolgt nicht.

Für einzelne lokale Belastungen aus Altlasten wurde eine Abschätzung möglicher Risiken bezüglich einzelner Schadstoffe vorgenommen. Konnte eine Belastung aufgrund vorliegender Messdaten nicht ausgeschlossen werden, erfolgte eine Untersuchung im Zuge des GZÜV-Messprogramms 2007-2012.

Bei den allgemein physikalisch-chemischen Parametern wurde 2004/2007 aufgrund des dichten Netzes an Gewässergütemessstellen keine emissionsseitige Bewertung durchgeführt. 2013 wurde die Nährstoffbelastung über eine Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene (STOBIMO-Nährstoffe) berücksichtigt (Gabriel et al., 2011). Das angewendete MONERIS-Modell (Modelling Nutrient Emissions to River Systems) ist ein empirisches Modell, das auf Basis einer Vielzahl von Eingangsdaten die jährlichen Stickstoff- und Phosphoremissionen über 7 Eintragspfade (wie z.B. Punktquellen, Abschwemmung, Erosion, Grundwasser, urbane Flächen) in die Fließgewässer, die Retention und die Denitrifikation in den Fließgewässern und damit die Jahresfrachten in den Fließgewässern der betrachteten Teileinzugsgebiete als mehrjährige Mittelwerte berechnet. Durch den Vergleich modellierter 90%-Perzentile von $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen mit den in der QZV Ökologie enthaltenen typspezifischen Richtwerten an den Endpunkten der betrachteten Einzugsgebiete konnte eine mögliche signifikante Beeinträchtigung abgeschätzt werden.

3.1.3.2 Methodik 2021

Zur Erfassung der Belastungen durch Pflanzenschutzmittel wurde 2013 ein Sondermessprogramm umgesetzt. Die hierbei erzielten Ergebnisse zeigten für Wirkstoffe, die in der QZV Chemie OG geregelt sind, nur vereinzelte und wenige Nachweise über der analytischen Bestimmungsgrenze. Hinweise für Grenzwertüberschreitungen lagen nicht vor.

Zur Bewertung der Stoffeinträge über punktförmige und diffuse Eintragspfade wurde im Rahmen des Projektes STOBIMO Spurenstoffe/Nährstoffe für ausgewählte Schadstoffe (vor allem ubiquitäre persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe (uPBT-Stoffe), wie z.B. Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polybromierte Diphenylether (PBDE), Organozinnverbindungen oder perfluorierte Verbindungen) (Amann et al., 2019) sowie für Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor) eine emissionsseitige Abschätzung durchgeführt. Hierbei wurde mit Hilfe des Modells MoRE (Modelling of Regionalised Emissions) eine regionalspezifische Emissionsmodellierung für 754 Teileinzugsgebiete durchgeführt.

MoRE ist ein Modell zur regionalisierten Pfadanalyse von Stoffeinträgen in Oberflächengewässer. Die Stoffeinträge verschiedener Quellen über verschiedene Eintragspfade (atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, Erosion von natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Flächen und aus Waldgebieten, Oberflächenabfluss und unterirdischer Zustrom über Grundwasser und Interflow, Dränagen, Emissionen aus kommunalen und betrieblichen Abwasserreinigungsanlagen und aus Kanalsystemen) werden mithilfe empirischer Ansätze berechnet. Das Modell rechnet die Emissionen über unterschiedliche Eintragspfade in Jahresschritten für hydrologische Teileinzugsgebiete. Unter Berücksichtigung der Retention (Sedimentation oder Abbau/Ausgasung) von Stoffen kann für jedes Teileinzugsgebiet am Gebietsauslass eine Stofffracht im Gewässer berechnet werden. Eine Plausibilitätsprüfung der modellierten Gewässerfrachten ist anhand eines Vergleichs mit den aus Beobachtungen gewonnenen Frachten möglich.

Bei den Schadstoffen wurden zur Berücksichtigung von Unsicherheiten unterschiedliche Varianten berechnet (Mittelwert- oder Basisvariante, Minimal- und Maximalvariante). Für jede Variante erfolgte eine Umlegung der Frachten auf eine Konzentration im Gewässer, die mit den Vorgaben aus der QZV Chemie OG verglichen wurden. Die Ergebnisse wurden in Klassen unterteilt und zu einer kombinierten Risikoabschätzung zusammengefasst. Für Details wird auf den Projektbericht verwiesen (Amann et al., 2019).

Bei den Nährstoffen erfolgte die Bearbeitung in Anlehnung an die Vorgehensweise 2013 wobei eine Aktualisierung der Emissionsmodellierung durchgeführt wurde. Auf Grund der deutlich besseren Datenlage wurde die Mittelwert- oder Basisvariante berechnet und deren aus den Frachten errechneten Gewässerkonzentrationen mit den Vorgaben der QZV Ökologie verglichen.

Für die Ist-Bestandsanalyse 2021 werden

- bei den Schadstoffen alle (Teil)Einzugsgebiete berücksichtigt, bei denen diese Modellanwendung ein hohes oder ein sehr hohes mögliches Risiko ausweist.
- bei den Nährstoffen (wie auch 2013) alle (Teil)Einzugsgebiete berücksichtigt, bei denen die Modellanwendung entweder für Nitrat oder für Phosphor eine Bewertung 1 (der modellierte Wert liegt zwischen 80 und 120% des Richtwerts gem. QZV Ökologie) und 2 (der modellierte Wert liegt über 120% des Richtwerts) ausgewiesen hat.

In den MoRE-Teileinzugsgebieten sind eine Vielzahl von OWK zusammengefasst. Um nicht alle OWK, bei denen die Modellanwendung ein hohes oder ein sehr hohes mögliches Risiko bezüglich Schadstoffe bzw. die Bewertung 1 oder 2 bei den Nährstoffen ausweist, unabhängig von der Hauptquelle des Eintrags mit „mögliche signifikante Beeinträchtigung“ zu bewerten, erfolgt die Umlegung der Bewertung der Teileinzugsgebiete auf die enthaltenen Wasserkörper je nach Hauptquelle (ob Punktquelle, sonstige kommunale Einträge, Landwirtschaft) unterschiedlich:

- Hauptquelle Punktquellen: Bei einem Frachtanteil aus der emittierten Gesamtfracht von > 40% aus Punktquellen erfolgte keine flächige Umlegung der Bewertung des Einzugsgebiets aus der Modellanwendung. Hier werden nur die Wasserkörper im Gebietsauslass bewertet, für den die mögliche signifikante Beeinträchtigung ermittelt wurde. Dies trifft auf Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) oder einige wenige Wasserkörper mit sehr hohen Abwasseranteilen zu. Bei den Nährstoffen wird diese Regel auf jene Einzugsgebiete eingeschränkt, bei denen der Frachtanteil aus der emittierten Gesamtfracht von > 40 % aus Punktquellen und ≤ 40% Landwirtschaft liegt. Bei Einzugsgebieten mit einem zusätzlichen Frachtanteil aus der Landwirtschaft > 40 % wird eine Flächenübertragung durchgeführt.
- Hauptquelle diffus (Erosion): Erfolgt der Haupteintrag in einem Einzugsgebiet über die Erosion (> 40% der Gesamtemission) und liegt der Eintrag über Punktquellen unter 40% werden alle OWK im jeweiligen Einzugsgebiet mit einer möglichen signifikanten Beeinträchtigung ausgewiesen. Dies trifft neben den Nährstoffen (v.a. Phosphor) auf Schadstoffe wie z.B. auf PAK wie Fluoranthen oder Benzo(a)pyren aber auch auf PBDE zu. Für Fluoranthen erreichte der Frachteintrag über die Erosion in fast allen Einzugsgebieten mit einem hohen oder sehr hohen potentiellen Risiko 80% des Gesamteintrages oder mehr.

- Hauptquelle diffus (Oberflächenabfluss und unterirdischer Zustrom über Grundwasser und Interflow): Erfolgt der Haupteintrag in einem Einzugsgebiet über Oberflächenabfluss und unterirdischer Zustrom (> 40% der Gesamtemission) und liegt der Eintrag über Punktquellen unter 40% wurden alle OWK im jeweiligen Einzugsgebiet mit einer möglichen signifikanten Beeinträchtigung ausgewiesen. Dies trifft z.B. auf PFOS in einigen Einzugsgebieten zu.
- Hauptquelle diffus – Landwirtschaft: Bei den Nährstoffen wird bei einem Frachtanteil aus der emittierten Gesamtfracht von > 40% aus der Landwirtschaft unter Berücksichtigung der CORINE Landcover-Informationen /Kategorie 2 - Landwirtschaft (ausgenommen Grünland), GZÜV- und Landesmessdaten sowie Experteneinschätzung das Ergebnis flächig auf das Einzugsgebiet umgelegt.

Folgende CORINE-Landcover Kategorien werden berücksichtigt:

- 2.1. Ackerflächen (in Österreich ist nur die Kategorie 2.1.1. -Nicht bewässertes Ackerland relevant),
- 2.2. Dauerkulturen (in Österreich ist nur die Kategorie 2.2.1. –Weinbauflächen relevant) und
- 2.4.2. komplexe Parzellenstruktur bei landwirtschaftlichen Flächen heterogener Struktur.

Wasserkörper ohne Messdaten, die einen dominanten Anteil von landwirtschaftlichen Nutzflächen der angeführten CORINE-Kategorien aufweisen, werden mit einer „möglichen signifikanten Belastung“ ausgewiesen. Oberläufe, bei denen der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche sehr gering ist, werden mit „nicht beeinträchtigt“ ausgewiesen. Gleiches gilt auch für OWK, die einen sehr guten ökologischen und guten chemischen Zustand aufweisen.

3.1.4 Messstellenanalyse

Mit der Umsetzung der RL 2013/39/EGU in der QZV Chemie OG wurden 2016 für die unionsgeregelten Schadstoffe zur Beschreibung des guten chemischen Zustands teilweise neue bzw. strengere Umweltqualitätsziele festgelegt. Bei der Messstellenanalyse sind Ergebnisse von investigativen Überwachungsprogrammen der Bundesländer, der Überblicksweisen Überwachung und des Trendmonitorings in Biota, zu berücksichtigen.

In den Bundesländern wurden im Rahmen der investigativen Überwachung in den vergangenen Jahren verschiedene Untersuchungsprogramme zur Erfassung von Schadstoffen durchgeführt. Liegen monatliche Daten (bzw. 12 möglichst gleichmäßig verteilte Daten) über ein Jahr bzw. repräsentative Biota-Ergebnisse vor, wird bei Überschreitung für den betroffenen Parameter und Wasserkörper eine „signifikante Beeinträchtigung“ angenommen. Bei keiner Überschreitung wird „keine signifikante Beeinträchtigung“ angenommen. Liegen keine monatlichen Daten vor so können, wenn z.B. die Mittelwerte derartiger Untersuchungen über dem Quotienten $0,9 \times \text{UQN}$ gemäß den Vorgaben der QZV Chemie OG liegen, derartige Messergebnisse zur Ausweisung einer möglichen signifikanten Beeinträchtigung des betroffenen Wasserkörpers herangezogen werden.

3.1.5 Risiko der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027

Für jeden Wasserkörper werden die Ergebnisse der gemäß Kap. 3.1.2, 3.1.3 und 3.1.4 durchgeführten Auswirkungsanalyse und der Messstellenanalyse mit den Angaben der aktuellen Fassung des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans in der NGP-Datenbank verglichen und hinsichtlich des Risikos der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027 bewertet. Neben den Angaben über den chemischen Zustand und den ökologischen Zustand betreffend stofflicher Belastungen werden auch die in der NGP-Datenbank enthaltenen ergänzenden Informationen, wie z.B. auf welcher Basis die Zustandsbewertung durchgeführt wurde, sowie Informationen ob bereits Maßnahmen geplant sind, bei der Bewertung berücksichtigt.

Die Zuordnung der Kategorien

- kein Risiko der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027
- mögliches Risiko der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027
- Risiko der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027

ergeben sich nach dem in Anlage 2 dargestellten Schema.

Hierbei ist folgendes zu beachten:

- Bei Wasserkörpern, die auf Grund der Auswirkungsanalyse und Messstellenanalyse keine Beeinträchtigung aufweisen, wird zur Risikoausweisung 2021 der Zustand nach den Angaben der NGP-Datenbank (NGP-DB) unter Berücksichtigung der Sicherheitsfaktoren sowie der bis 2021 umgesetzten Maßnahmen wie folgt übernommen:
 - NGP-DB Zustand sehr gut/gut – kein Risiko der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027
 - NGP-DB Zustand mäßig/Sicherheit A bzw. B und keine Maßnahmenumsetzung bis 2021 – Risiko der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027
 - NGP-DB Zustand mäßig/Sicherheit C – mögliches Risiko der Zielverfehlung
- Wasserkörper, bei denen auf Grund der neuen Messstellen (nach Kap. 3.1.4) eine signifikante Beeinträchtigung besteht und keine Maßnahmen geplant bzw. abgeschlossen sind, werden hinsichtlich des betroffenen Parameters mit einem Risiko der Zielverfehlung 2021 bewertet
- Wasserkörper, die eine mögliche signifikante Beeinträchtigung auf Grund einer diffusen Belastung (gemäß Kap. 3.1.3) oder aus Punktquellen aufweisen (gemäß Kap. 3.1.2), werden je nach Vorliegen von repräsentativen Messdaten hinsichtlich des betroffenen Parameters bewertet:
 - Bei Belastungen durch allgemein physikalisch-chemische Parameter, wie Nährstoffe oder BSB5, werden zur immissionsseitigen Bewertung, gemäß den Vorgaben der QZV Ökologie, die für den Parameter indikativsten biologischen Qualitätsdaten herangezogen. Ein OWK, der z.B. eine „mögliche signifikante Beeinträchtigung“ für Phosphor aufweist und die Messergebnisse des für Nährstoffe indikativsten biologischen Qualitätselements Phytobenthos einen guten Zustand aufzeigen, wird mit „Kein Risiko der Zielverfehlung“ ausgewiesen.
 - Bei diffusen Belastungen besteht grundsätzlich die Möglichkeit der Gruppierung, d.h. Messdaten aus vergleichbaren Wasserkörpern können zur Bewertung herangezogen werden. Die Gruppierung erfordert fundierte Ortskenntnisse, diese wird von den Bundesländern vorgenommen.
 - Bei Belastungen aus Punktquellen werden repräsentative Messdaten im Wasserkörper berücksichtigt.
- Wasserkörper, die eine mögliche signifikante Beeinträchtigung auf Grund einer diffusen Belastung (gemäß Kap. 3.1.3) oder aus Punktquellen aufweisen (gemäß Kap. 3.1.2) und in denen keine repräsentativen Messdaten hinsichtlich des

betroffenen Parameters vorliegen, werden mit einem möglichen Risiko der Zielverfehlung bewertet.

Auch hier sind die bis 2021/2027 mit hoher Sicherheit umgesetzten Maßnahmen für die Bewertung der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027 zu berücksichtigen.

3.2 Hydromorphologische Belastungen

Die zugrundeliegenden hydromorphologischen Belastungsdaten wurden aktualisiert und sind die Basis für das Update der Ist-Bestandsanalyse.

3.2.1 Schritte zur IBA für den NPG 2021 – Hydromorphologische Belastungen

Im Folgenden sind die notwendigen einzelnen Arbeitsschritte für die Umsetzung der IBA für den Bereich der hydromorphologischen Belastungen dargestellt:

Tabelle 4 5 Schritte zur IBA für den NGP 2021 – Hydromorphologie

Nr.	Arbeitsschritt	was/wie	Ergebnis
1	Darstellung der hydromorphologischen (Einzel-) Belastungen	Ergänzungen, Nacherhebungen, neue Belastungen	Aktualisierte Belastungsdaten in NGP-DB
2	Festlegung der Kriterien für die Abschätzung der Beeinträchtigung von Wasserkörpern	identisch mit Risikokriterien von 2013	Beeinträchtigungskriterien Zur Bewertung der Beeinträchtigung von Wasserkörpern in 4 Stufen (Kategorien)
3	Anwendung der Beeinträchtigungskriterien am konkreten Wasserkörper	Ermittlung der Beeinträchtigung von WK auf Basis der bestehenden Belastungen (inkl. bereits umgesetzter/fix geplanter Maßnahmen bis 2021); unabhängig von Monitoringergebnissen	Auswirkungsanalyse Bewertung der Beeinträchtigung von Wasserkörpern aufgrund derzeitiger Belastungen nach 4 Kategorien*

Nr.	Arbeitsschritt	was/wie	Ergebnis
4	Verifizierung der Auswirkungsanalyse	Verschneidung der Auswirkungsanalyse eines WK mit aktuellem Zustand; nur gemessener Zustand schlägt (Zustand mit sehr hoher Sicherheit)	Risiko 2021 Bewertung des Risikos, dass der Wasserkörper 2021 den Zielzustand verfehlt (4 Klassen**)
5	Prognose der Zielverfehlung unter Berücksichtigung bis 2027 mit hoher Sicherheit umgesetzter Maßnahmen bzw. anderer Entwicklungen, die zu neuen Belastungen führen könnten	Verschneidung mit gesetzten und fix geplanten Sanierungsmaßnahmen (insbes. Kontinuum Sanierungs-VOs) und künftigen Projekten	Risiko 2027 Bewertung des Risikos, dass der Wasserkörper 2027 den Zielzustand verfehlt (4 Klassen**)

* 4 Kategorien:

- A - keine Beeinträchtigung oder nur sehr geringfügig beeinträchtigt
- B - gering beeinträchtigt
- C - möglicherweise signifikant beeinträchtigt
- D - stark signifikant beeinträchtigt

** 4 Risikoklassen:

- 0 - keinerlei Risiko – sehr gut
- 1 - kein Risiko
- 2 - mögliches Risiko
- 3 - sicheres Risiko

Schritt 1 – Erhebung/Darstellung der Belastungen

Es ist darauf zu achten, dass kumulative Effekte miterfasst werden. Deshalb ist es notwendig, in die Datenbank auch jene „geringen“ Belastungen aufzunehmen, die zwar nicht zu einer Zielverfehlung (d.h. Zustand schlechter als „gut“) führen, jedoch mehr als sehr geringfügig sind (vergl. §§ 12 und 13 der QZV Ökologie). Diese „geringen“ Belastungen verursachen kein Risiko der Zielverfehlung, stellen aber trotzdem eine gewisse Beeinträchtigung des Gewässers dar, da sie den „sehr guten“ Zustand gefährden/verhindern und zu kumulativen Effekten beitragen. Darüber hinaus ist mit diesen Informationen auch die Unterscheidung von „sehr gutem“ und „gutem“ Zustand möglich (siehe dazu auch die Ausführungen zur Zustandsbewertung). Des Weiteren sind Informationen über „geringe“ Belastungen wichtig im Fall von (über-) regionalen „Nutzungsplanungen“ und ersten Bewertungen neuer Projekte/ Eingriffe.

Schritt 2 und 3 - Beeinträchtigungskriterien und Auswirkungsanalyse

In der Auswirkungsanalyse wird für jeden Wasserkörper festgestellt, ob aufgrund der bestehenden Belastungen eine Beeinträchtigung vorliegt, die eventuell zu einer Zielverfehlung des Wasserkörpers führen könnte (= Schritt 3 der IBA). Die Auswirkungsanalyse eines Wasserkörpers ergibt sich aus der Anwendung der Beeinträchtigungskriterien auf den konkreten Wasserkörper. Maßnahmen, die im Rahmen des 2. NGP (Zyklus 2015-2021) oder früher durchgeführt werden bzw. wurden, sind in der Belastungserhebung mit zu erfassen und werden somit in der Auswirkungsanalyse bereits berücksichtigt.

Das Ergebnis der Auswirkungsanalyse sind 4 Beeinträchtigungskategorien.

Tabelle 5 Auswirkungsanalyse Hydromorphologie – Beeinträchtigungskategorien

Beeinträchtigungskategorien (Auswirkungsanalyse auf Wasserkörperebene)	Beeinträchtigungskategorien Kürzel
keine oder sehr geringfügige Beeinträchtigung	A
geringe Beeinträchtigung	B
möglicherweise signifikante Beeinträchtigung	C
stark signifikante Beeinträchtigung	D

Die Bewertung der Beeinträchtigungskategorie erfolgt zuerst getrennt für jeden einzelnen Belastungstyp, die Gesamtbewertung des Wasserkörpers ergibt sich aus der schlechtesten der Einzelbewertungen (worst-case-Prinzip).

Schritt 4 und 5 – Risikoausweisung

Erst mit der Verschneidung der Ergebnisse der Auswirkungsanalyse mit bestehenden Zustandsbewertungen (Monitoringergebnisse, die eine Zustandsbewertung mit sehr hoher Sicherheit bedeuten), ergibt sich das Risiko eines Wasserkörpers, die Zielvorgabe für 2021 zu verfehlen (Verifizierung der Auswirkungsanalyse – Schritt 4 der IBA).

Diese Risikobewertung 2021 wird anschließend noch mit der Prognose der Zielverfehlung 2027 (Risiko 2027) ausgeweitet, wobei

- einerseits die fix vorgesehenen Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen sind, die sicher dazu führen, dass der Wasserkörper 2027 kein Risiko der Zielverfehlung mehr aufweist
- andererseits neue Entwicklungen zu prüfen sind, die dazu führen, dass Wasserkörper, die 2021 kein Risiko aufweisen, aufgrund neuer absehbarer Belastungen möglicherweise 2027 ein Risiko aufweisen (Schritt 5 der IBA).

Da jene Maßnahmen, die mit Sicherheit für den Zeithorizont bis 2021 umgesetzt werden: z.B.

- die gesetzlich bzw. per Verordnung eingeleitet wurden
- die bereits wasserrechtliche bewilligt/als Bescheidaufgabe vorgeschrieben wurden
- wo die wasserrechtliche Bewilligung eingeleitet wurde
- u.dgl.

bereits bei der Belastungserhebung eingegangen sind, sind also noch jene Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen,

- die gemäß NGP 2015 bis 2021 geplant, aber aufgrund von z.B. Fristerstreckungen erst im Zeitraum 2021-2027 umgesetzt werden

oder

- jene, die außerhalb des NGP im Zuge von z.B. großen Infrastrukturprojekten, schutzwasserbaulichen Projekten u.dgl. mit hoher Sicherheit im Zeitraum 2021-2027 umgesetzt werden.

3.2.2 Auswirkungsanalyse - Beeinträchtigungskriterien

Die Auswirkungsanalyse ist als erster Schritt der Risikobewertung für alle Wasserkörper für jeden Belastungstyp gesondert durchzuführen. Die Gesamtbewertung des Wasserkörpers ergibt sich aus der schlechtesten der Einzelbewertungen (worst-case-Prinzip). **Die Beeinträchtigungskriterien wurden seit der IBA 2013 bzw. dem NGP 2015 nicht geändert:**

Tabelle 6 Beeinträchtigungskriterium **Stau**

Belastung Stau	Beeinträchtigungs- kategorie A keine oder sehr geringfügige Beeinträchtigung	Beeinträchtigungs- kategorie B nur geringe Beeinträchtigung	Beeinträchtigungs- kategorie C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung	Beeinträchtigungs- kategorie D stark signifikante Beeinträchtigung
EZG < 1.000 km ²	kein Stau	Kein Stau > 500 m und insgesamt <10% des OWK mit Stau	Einzelstau 500-1.000 m oder mehrere Staue, die 10-30% des OWK betragen	Einzelstau >1.000 m oder mehrere Staue betragen > 30% OWK
EZG > 1.000 km ²	Kein Stau	Kein Stau > 500 m und insgesamt <10% Stau	Einzelstau 500-2.000m oder mehrere Staue 10-30% OWK	Einzelstau >2.000 m oder mehrere Staue > 30% OWK

Tabelle 7 Beeinträchtigungskriterium **Schwall**

Belastung Schwall	Beeinträchtigungs- kategorie A keine oder sehr geringfügige Beeinträchtigung	Beeinträchtigungs- kategorie B nur geringe Beeinträchtigung	Beeinträchtigungs- kategorie C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung	Beeinträchtigungs- kategorie D stark signifikante Beeinträchtigung
Kleine u. mittl. Gew	kein Schwall	< 1:3 bzw. Ausweisung entspr. Boku-Studie: „nicht signifikant schwallbelastet“	1:3 bis 1:5 oder Schwallamplitude unbekannt oder Ausweisung entspr. Boku-Studie: „signifikant schwallbelastet – Risiko vorhanden“	> 1:5 oder Ausweisung entspr. Boku-Studie: „signifikant schwallbelastet – sehr großes Risiko vorhanden“
Typ großer Fluss	kein Schwall	Sehr geringer Schwall bzw. Ausweisung entspr. Boku-Studie: „nicht signifikant schwallbelastet“	Ausweisung entspr. Boku-Studie: „signifikant schwallbelastet – Risiko vorhanden“	jeder eindeutige Schwall oder Ausweisung entspr. Boku-Studie: „signifikant schwallbelastet – Risiko vorhanden“

Tabelle 8 Beeinträchtigungskriterium **Restwasser**

Belastung Restwasser	Beeinträchtigungs- kategorie A keine oder sehr geringfügige Beeinträchtigung	Beeinträchtigungs- kategorie B nur geringe Beeinträchtigung	Beeinträchtigungs- kategorie C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung	Beeinträchtigungs- kategorie D stark signifikante Beeinträchtigung
	Keine Entnahme oder Entnahme entsprechend §12 Abs. 2 QZV Ökologie	Entnahme mit ganz- jähriger Dotations- wasservorschreibung bzw. mit Dotations- wasservorschreibung im bewilligten Entnahmezeitraum; die in §13 Abs. 2 QZV Ökologie festgelegten Werte werden eingehalten oder Entnahmen an Anlagen die 1990 bis 2010 entsprechend der Vorgaben der ökologischen Funktionsfähigkeit/- guter Zustand bewilligt wurden	Entnahme mit ganzjähriger Dotations- wasservorschreibung bzw. mit durchgehender Dotations- wasservorschreibung im bewilligten Entnahme-zeitraum; die in §13 Abs. 2 QZV Ökologie festgelegten Werte werden nicht eingehalten* oder RW-Menge unbekannt	Keine oder keine ganzjährige Dotations- wasservorschreibung bzw. keine durchgehende Dotationswasser- vorschreibung für bewilligten Entnahmezeitraum oder Gewässerabschnitte, die auf Grund von unzureichender Restwasserdotations- ganzjährig/teilweise trocken fallen

* Darunter fallen jedenfalls Entnahmen, wo $MQRW < MJNQ_{Tnat}$ oder $NQ_{rRW} < NQ_{Tnat}$

Tabelle 9 Beeinträchtigungskriterium **Wanderhindernis**

Belastung Wanderhindernis	Beeinträchtigungskategorie A keine oder sehr geringfügige Beeinträchtigung	Beeinträchtigungskategorie B nur geringe Beeinträchtigung	Beeinträchtigungskategorie C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung	Beeinträchtigungskategorie D stark signifikante Beeinträchtigt
nur im Fischlebensraum	keines oder ohne FAH passierbar (z.B. Rampe)	Eingeschränkt passierbare oder aufgrund FAH passierbare Querelemente* und keine sonstigen nicht passierbaren Längselemente	ein oder mehrere nicht passierbare Wanderhindernisse	---

* Darunter fallen sowohl Querelemente mit einer funktionsfähigen FAH als auch solche mit einer (möglicherweise) eingeschränkten Passierbarkeit.

Tabelle 10 Beeinträchtigungskriterium **Morphologie**

Belastung Morphologie	Beeinträchtigungskategorie A keine oder sehr geringfügige Beeinträchtigung	Beeinträchtigungskategorie B nur geringe Beeinträchtigung	Beeinträchtigungskategorie C möglicherweise signifikante Beeinträchtigung	Beeinträchtigungskategorie D stark signifikante Beeinträchtigt
		< 30% in Kl. 3-5	30-70% in Kl. 3-5 und Kl. 4-5 < 30%	> 70% in Kl. 3-5 oder > 30% in Kl. 4-5

3.2.3 Risikokategorien Hydromorphologie

Nach Durchführung der Auswirkungsanalyse ist für jeden Wasserkörper zu prüfen, ob Monitoringdaten vorliegen, also ob der Zustand des Wasserkörpers durch Messung festgelegt wurde. Nur gemessene Zustandsausweisungen (Zustände mit Bewertungstyp A – sehr hohe Sicherheit) sind schlagend gegenüber der Ausweisung der Beeinträchtigung aufgrund von Belastungen.

Dadurch ergeben sich folgende Risikokategorien für das **Risiko 2021** (d.h. die Bewertung erfolgt in Hinblick darauf, ob ein Risiko besteht, 2021 den Zielzustand zu verfehlen).

Tabelle 11 Risikokategorien Risiko 2021 – hydromorphologische Belastungen

Risikokategorien Hydromorphologie	Risiko 2021 Kürzel
Keinerlei Risiko – sehr gut Keine Belastungen oder nur sehr geringe Beeinträchtigung des WK (Beeinträchtigungskategorie A)	0
Kein Risiko Geringe Beeinträchtigung des WK (Beeinträchtigungskategorie B) oder Nachweis des guten Zustandes durch vorliegende Monitoringdaten	1
Mögliches Risiko Mögliche signifikante Beeinträchtigung vorhanden (Beeinträchtigungskategorie C) und keine Monitoringdaten vorliegend	2
Sicheres Risiko stark signifikante Beeinträchtigung des WK (Beeinträchtigungskategorie D) oder Nachweis des Zustandes Klasse 3, 4 oder 5 durch vorliegende Monitoringdaten	3

Für die endgültige Risikoausweisung ist die Prognose der Zielverfehlung 2027 (**Risiko 2027**) hinsichtlich geplanter Maßnahmen oder anderer Entwicklungen bzw. neuer Projekte zu prüfen.

Tabelle 12 Risikokategorien Risiko 2027 – hydromorphologische Belastungen

Bewertung Risiko 2027 Risikokategorien Hydromorphologie	Risiko 2027 Kürzel
Keinerlei Risiko – sehr gut keine oder nur sehr geringe bestehende Beeinträchtigung und keine absehbaren neuen Belastungen aufgrund neuer Entwicklungen (sehr guter Zustand)	0
Kein Risiko derzeit guter Zustand (kein Risiko 2021), der auch durch neue Entwicklungen nicht gefährdet ist oder derzeitiger Zustand ist schlechter als gut (sicheres Risiko 2021), wird aber bis 2027 durch (eingeleitete/mit hoher Sicherheit umgesetzte) Maßnahmen auf „gut“ gebracht und auch nicht durch neue Entwicklungen wieder gefährdet	1
Mögliches Risiko Mögliches Risiko 2021 - Monitoringergebnisse müssen erst klären, ob tatsächlich Zielverfehlung gegeben ist oder derzeit zumindest guter Zustand (kein Risiko 2021), aber neue Entwicklungen können Einhaltung des guten Zustandes möglicherweise gefährden oder derzeit Zustand schlechter als gut (sicheres Risiko 2021), es werden zwar Sanierungsmaßnahmen gesetzt, wobei aber nicht völlig klar ist, ob diese reichen werden, den guten Zustand zu erreichen.	2
Sicheres Risiko Zustand derzeit schlechter als gut, Sanierungsmaßnahmen notwendig/allfällig eingeleitete Sanierungsmaßnahmen reichen nicht aus, den guten Zustand bis 2027 herzustellen oder Zustand derzeit zumindest gut, aber neue Entwicklungen lassen mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit eine Verschlechterung prognostizieren	3

3.2.4 Datenerfordernisse Hydromorphologie

3.2.4.1 Informationen zu Maßnahmen

Um das Risiko 2021/2027 bewerten zu können und insbesondere um Sanierungsfortschritte belegen zu können, werden die gesetzten oder eingeleiteten/geplanten Maßnahmen zu jeder (Einzel-) Belastung in der NGP-Datenbank dokumentiert.

3.2.4.2 Erhebungsschwellen und zu erhebende Daten - Hydromorphologie

Belastungstyp Restwasser - Erhebungsschwelle:

- **Jede** wasserrechtlich bewilligte Entnahme für **Wasserkraftnutzung**
- Jede sonstige Entnahme, die zu einer bedeutenden Restwasserstrecke* führt
- **Jede neu** bewilligte Entnahme für **alle Verursacher**, die das Ausmaß von § 12 QZV Ökologie überschreitet

* Von einer Restwasserstrecke wird gesprochen, sobald eine Wasserentnahme zu einer Verminderung des Abflusses führt. Gewässerstrecken, in denen z.B. durch Wasserentnahme zwar die Kriterien für den guten Zustand „gerade noch“ eingehalten werden, stellen trotzdem eine Belastung für den Gewässerabschnitt dar (Restwasserstrecke), was vor allem im Fall von geplanten neuen Entnahmen von größter Bedeutung ist.

Alle Entnahmen, deren Größenordnung die in § 12 Abs. 2 der QZV Ökologie angeführten Festlegungen überschreiten, führen jedenfalls zu „bedeutenden“ Restwasserstrecken. Alle Restwasserstrecken, die die Signifikanz-Kriterien der Ist-Bestandsanalyse 2004/07 erfüllen, sind als bedeutend anzusehen und wurden als solche in die Datenbank übernommen.

Jede Restwasserstrecke, die die Beeinträchtigungskriterien erfüllt, ist mit Stationierung der oberen (Entnahmebauwerk) und der unteren Grenze in der NGP-Datenbank anzugeben. Sich überlappende RW-Strecken werden in der Datenbank separat als einzelne RW-Strecken geführt.

Definition Länge der Restwasserstrecke:

Als Restwasserstrecke gilt jener Abschnitt eines Gewässers, der durch anthropogen bedingte Ableitung bzw. durch anthropogen bedingten Rückhalt/Ausleitung von einer Abminderung des natürlichen Abflusses betroffen ist.

- Bei **Ausleitungskraftwerken** gilt als Restwasserstrecke (Entnahmestrecke) die Gewässerstrecke vom Entnahmebauwerk bis zur Triebwasserrückgabe, wenn beide **am selben Gewässer** liegen.
- Bei einer Überleitung in ein anderes Gewässer bzw. bei Wasserentnahmen ohne Rückführung gilt:
 - bei kleinen Gewässern als Restwasserstrecke jene Gewässerstrecke vom Entnahmebauwerk bis zur Mündung des Gewässers in das Gewässer mit der nächst höheren Flussordnungszahl bzw. bis zur Erhöhung der Flussordnungszahl des Gewässers durch die Einmündung eines anderen Gewässers (Flussordnungszahl nach Strahler; Wimmer & Moog, 1994).

- Bei großen Gewässern ist die Restwasserstrecke dort beendet, wo die Abflussminderung die in § 12 Abs. 2 der QZV Ökologie definierten Festlegungen nicht mehr überschreitet.

Ziel ist die prinzipielle Erfassung aller wasserrechtlich bewilligten Wasserentnahmen für Wasserkraft. Grundsätzlich sollen Wasserentnahmen anderer Verursacher (insbesondere auch Beschneidung) bei Neubewilligung an Gewässern > 10 km² in die Datenbank aufgenommen werden.

Belastungstyp Schwall - Erhebungsschwelle:

Kleine u. mittlere FG:

- Sunk/Schwall > 1:3
- bzw. bekannte Schwallerscheinung*

Große Flüsse:

- jeder Schwall

*gem. BOKU-Bericht

Definition Schwall:

Anthropogene Wasserführungsschwankung mit Schwall-Sunk-Erscheinungen.

Das Sunk : Schwall-Verhältnis bezieht sich auf das Verhältnis des Basisabflusses eines Gewässers zu den Schwallspitzen.

Alle Schwallbelastungen, die die Beeinträchtigungskriterien erfüllen, sind mit Stationierung der unteren und der oberen Grenze des jeweiligen Abschnittes in der NGP-Datenbank anzugeben.

Im Rahmen des von UFG und der E-Wirtschaft finanzierten Schwallprojektes wurde von der BOKU eine umfassende Erhebung aller in Österreich vorkommenden anthropogenen Schwallereignisse durchgeführt (BMLRT > Wasser > Wasser in Österreich > Ein Plan für unsere Gewässer > Umsetzung Wasserrahmenrichtlinie > Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern). Für die abiotische Klassifizierung von Schwallereignissen wurde eine Methode zur Abgrenzung der künstlichen von den natürlichen

Schwallereignissen über die Anstiegsgeschwindigkeit entwickelt. Es wurden alle in Österreich auftretenden künstlichen Schwallereignisse erfasst und analysiert. Die in den Schwallstrecken analysierten Pegeldaten wurden nach folgenden Kriterien unterteilt:

0: nicht signifikant schwallbelastet - kein Risiko den guten Zustand zu verfehlen

1: signifikant schwallbelastet - Risiko vorhanden

2: signifikant schwallbelastet - sehr großes Risiko vorhanden.

Belastungstyp Stau - Erhebungsschwelle:

- > 100 km² EZG: 500 m
- 10-100 km² EZG: 100 m
- alle FG mit Kategoriewechsel (Seencharakter)

Definition Stau:

Anthropogen bedingte Reduktion der mittleren Fließgeschwindigkeit im Querprofil auf unter 0,3 m/s bei Mittelwasser.

Es sind jene Staue in die Datenbank aufzunehmen, die zwischen Staumauer und Stauwurzel bei MQ die Länge von 100 bzw. 500 m übersteigen. Die Lage der Stauwurzel kann auch abgeschätzt werden. Alle Staubelastungen, die diese Beeinträchtigungskriterien erfüllen, sind mit Stationierung der unteren (Wehranlage) und der oberen (Stauwurzel bei MW) Grenze in der NGP-Datenbank anzugeben.

Belastungstyp Morphologische Veränderung - Erhebungsschwelle:

- 5-stufige Morphologiebewertung von 500m Abschnitten nach HYMO-Leitfaden;
- Worst case-Bewertung von Ufer- und Sohldynamik

Die Daten zur hydromorphologischen Bewertung lagen aus dem NGP 2015 bereits flächendeckend vor. Diese wurden/werden durch die Länder aktualisiert und ergänzt.

Belastungstyp Wanderhindernis - Erhebungsschwelle:

Jedes künstliche Wanderhindernis

- Querelemente
- Längselemente
- Nicht passierbare Restwasserstrecke

Natürliches Wanderhindernis > 1m Absturzhöhe

Jedes Wanderhindernis, welches die Beeinträchtigungskriterien erfüllt, wurde mit Angabe der Lage bei Querelementen bzw. mit Angabe der oberen und der unteren Grenze des Wanderhindernisses bei Längselementen in die Datenbank aufgenommen. Nicht passierbare Restwasserstrecken sind beim Belastungsparameter „Restwasserstrecke“ angegeben.

3.3 Umgang mit sonstigen Belastungstypen bzw. Verursachern

3.3.1 Aquakultur

In Österreich werden in Aquakulturanlagen vorwiegend Karpfen (Naturteiche) und Salmoniden (Durchflussanlagen) produziert. Weitere wichtige Arten sind Coregonen, Hecht, Zander als Nebenfische in Karpfenteichen sowie verschiedene Welsarten, die in Kreislaufanlagen gezüchtet werden.

Die **Karpfenproduktion** verfügt in Österreich über ca. 2.700 ha Teichflächen, davon werden ca. 550 ha biologisch bewirtschaftet. Die regionalen Schwerpunkte liegen im Waldviertel und im Süden der Steiermark. 683 Teiche sind größer als 1 ha, 2 davon nehmen eine Fläche von mehr als 50 ha ein, nämlich der Gebhartsteich im Waldviertel, der als der größte österreichische Teich 57 ha umfasst, sowie der Haslauer Teich mit 55 ha. Allein im Waldviertel existieren rund 1.400 Teiche mit einer Gesamtfläche von 1.700 ha (Dvorak et al. 1994).

In ca. 250 **Salmoniden-Produktionsanlagen** wird jeweils mehr als eine Tonne Fisch pro Jahr erzeugt. Die Hauptfische in diesen Betrieben sind Regenbogenforelle, Bachforelle und

Saibling. Daneben gibt es eine große Zahl von kleineren Eigenbedarfsanlagen – genaue Zahlen liegen dafür nicht vor.

Produktionszahlen (Quelle: BAW-IGF, 2018, gerundet):

Ca. 4084 t p.a. aus Aquakultur

- 2.910 t Forellenproduktion (Regenbogenforellen, Saiblinge, Bachforellen, usw.)
- 753 t Karpfenteichwirtschaft (Karpfenarten, Zander, Schleie, usw.)
- 421 t Kreislaufanlagen (Afrikanischer Wels, usw.)
- Die Jungfischproduktion beträgt 21 Millionen Stück.

Aquakulturanlagen (Teiche) wurden früher entweder im Hauptschluss (Aufstau eines Gewässers) oder im Nebenschluss der Gewässer (Ausleitung aus einem Gewässer) angelegt. Es gibt auch Himmelteiche, die nur vom Niederschlag/Regen gespeist werden und Quellteiche. Die meisten Teiche – vor allem im Waldviertel – wurden schon vor Jahrhunderten angelegt und sind längst wertvolle Biotope geworden, die auch nicht mehr abgelassen werden, um sie jährlich oder im Zweijahresrhythmus abzufischen. Einige sind so zu Naturschutzgebieten geworden (z.B. Ramsar-Gebiet „Waldviertler Teich-, Moor- und Flusslandschaft“², FFH-Gebiet „Waldviertler Teich-, Heide- und Moorlandschaft“. Als solche sind besonders zu nennen der Gebharts-Teich bei Schrems, der Winkelauffer Teich und der Brünauf-Teich bei Heidenreichstein.

Bei einem intensiven teichwirtschaftliche Karpfenzucht-Betrieb wächst im ersten Zuchtjahr die Fischbrut in kleinen Aufzuchtteichen zu einsömmerigen Karpfen heran (mit einem Gewicht von 25 bis 50 Gramm). Im zweiten Zuchtjahr kommen die einjährigen Karpfen in größere-, so genannte Streckteiche. Hier wachsen sie zu zweisömmerigen Karpfen mit einem Gewicht von 250 bis 800 Gramm heran, werden im Herbst abgefischt und sodann in noch größere, sog. Überwinterungsteiche ausgesetzt. Im Frühjahr des dritten Zuchtjahres kommen die Fische in sog. Abwachsteiche mit bis zu zwei Metern Tiefe und sind im Herbst mit einem Gewicht von etwa 2 Kilogramm verkaufsfertig.

Durch Aquakulturanlagen können durch Wasserentnahme bzw. Aufstau und Querbauwerk hydromorphologische sowie auch stoffliche Belastungen entstehen. Diese können

² siehe [BMLRT > Wasser > EU & Internationales > Feuchtgebiete \(Ramsar\) > Die Österreichischen Ramsar Gebiete > Waldviertler Teich-, Moor- und Flusslandschaft](#)

einerseits direkte (messbare) Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose und den Wildfischbestand insbesondere erzeugen, andererseits sind durch betriebliche Prozesse Auswirkungen auf die Fischzustandsbewertung, die auf den gewässertypischen Fischartenzusammensetzungen und –biomassen aufbauen, möglich.

Stoffliche Belastungen

Die Emission von Nährstoffen aus Aquakulturanlagen kann am Ort des Eintrages Veränderungen der Biozönose erzeugen. Die diesbezüglich wesentlichen emissionsseitigen Vorschriften sind in der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) und der spezifischen Abwasseremissionsverordnung für Aquakultur, in welcher der Stand der Technik festgelegt ist, abgehandelt.

Immissionsseitig sind in der QZV Ökologie für die relevanten allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter gewässertypspezifisch Grenzwerte für den „sehr guten“ und Richtwerte für den „guten“ ökologischen Zustand festgelegt. Die QZV Chemie-Oberflächengewässer enthält Grenzwerte für die gefährlichen Stoffe.

Entscheidend für die Einhaltung des Umweltzieles ist allerdings, dass stoffliche Veränderungen nicht dazu führen, dass die in der QZV Ökologie festgelegten Werte für die biologischen Elemente überschritten werden. Selbstverständlich ist insbesondere auch zu beachten, dass z.B. durch Abwasseremissionen (Nährstoffeinträge, etc.) bei den Fischen keine künstlich erhöhte Biomasse oder Veränderung des Artenspektrums bedingt werden. Stoffliche Veränderungen können auch die Erfassung hydromorphologischer Beeinträchtigungen verschleiern. Diesbezügliche Projekte werden derzeit in NÖ und der Steiermark durchgeführt.

Hydromorphologische Belastungen

- Grundsätzlich ist für Anlagen, bei denen Wasser entnommen wird (z.B. Teichanlagen im Nebenschluss) oder bei denen ein Gewässer aufgestaut wird (Anlagen im Hauptschluss), ein Querbauwerk notwendig, das ein Wanderhindernis darstellt. Die Forderung nach Wiederherstellung der Durchgängigkeit führt bei Altanlagen im Hauptschluss zu grundsätzlichen Problemen mit der Produktion; sie kann aber auch in Konflikt mit der Aquakultur-Seuchenverordnung stehen, die vorgibt, dass bei Aquakulturanlagen eine Seuchenfreiheit nur dann attestiert werden kann, wenn sich oberhalb des Querhindernisses keine Fische befinden. Es wird daran gearbeitet,

hinsichtlich dieser Probleme geeignete Lösungen für bestehende Anlagen in Bezug auf Sanierungserfordernisse und -termin zu finden. Kein Konfliktpotential mit der Durchgängigkeit ist in der Regel gegeben, wenn sich die Entnahme/Anlage außerhalb des natürlichen Fischlebensraumes befindet.

- Bezüglich der Restwassererfordernisse von Aquakulturanlagen gelten grundsätzlich die gleichen Bestimmungen wie bei allen anderen Wasserentnahmen: bei natürlichen Gewässern sind die Anforderungen der QZV Ökologie einzuhalten. Bei künstlichen und als erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern sind Wassermengen zu gewährleisten, die dem guten ökologischen Potential entsprechen.

Probleme bereitet allerdings die Sanierung, also Herstellung des guten ökologischen Zustandes in Bezug auf die Restwassermenge bei bestehenden Aquakulturanlagen, die üblicherweise keine Restwasservorschreibung besitzen. Dem Stand der Technik entspricht es, dass Wasserkraftanlagen z.B. allenfalls ihre Stromproduktion zu Niedrigwasserständen einstellen müssen, um die Funktionsfähigkeit der Restwasserstrecke aufrecht zu erhalten. Bei bestehenden Durchfluss-Aquakulturanlagen würde allerdings ein Abschalten des Zulaufes bedeuten, dass es zum Totalausfall der Fischproduktion kommen kann und im schlimmsten Fall die Fische verenden. Es wird daran gearbeitet, hierfür Lösungen zu suchen, die sicherstellen, dass auch die Anforderungen des Tierschutzgesetzes erfüllt werden.

Sonstige Belastungen und deren Auswirkungen

- Aquakulturanlagen, die nicht über die adäquaten Vorrichtungen verfügen, Fische zur Gänze am Entweichen aus der Anlage zu hindern, können eine Gefährdung gegenüber dem Wildfischbestand aufweisen. Damit wird die fischökologische Bewertung, die vor allem hydromorphologische Belastungen erfasst, erschwert. Als relevante gesetzliche Bestimmung ist die Regelung in Artikel 4 der EU Verordnung über die Verwendung nicht heimischer und gebietsfremder Arten in der Aquakultur anzuführen. Konkrete österreichweite Daten über derartige Risiko-Anlagen liegen nicht vor.
- Fischkrankheiten, die ebenfalls aus der Aquakulturanlage potentiell entweichen, können unter Umständen negative Auswirkungen (akut, chronifizierend) auf den Wildfischbestand entwickeln. Die hydromorphologische Bewertung kann dadurch beim Indikatorelement Fisch verfälscht werden. Auch hier kann auf die Regelungen in Art. 4 der EU Verordnung über die Verwendung nicht heimischer und gebietsfremder Arten in der Aquakultur verwiesen werden.

- Allfällige Auswirkungen durch den Einsatz von Therapeutika bzw. Desinfektionsmittel in der Aquakulturanlage auf den Wildfischbestand können nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, das Risiko kann allerdings als gering eingestuft werden.

Erfassung der Belastung durch Aquakulturanlagen in der IBA für den NGP 2021

Die **hydromorphologischen Belastungen** von Gewässern durch Aquakulturanlagen betreffen Wasserentnahme-Restwasser, Wanderhindernisse und Stau.

Jegliche Neubewilligungen von Entnahmen für die Aquakultur an Gewässern > 10 km² sollen prinzipiell in die Datenbank eingepflegt werden (auch wenn keine Restwasserproblematik besteht und die Vorgaben gem. §§ 12 und 13 QZV Ökologie eingehalten werden). Bestehende Anlagen wurden jedenfalls aufgenommen, wenn bekannt ist, dass in Bezug auf Wanderhindernis, Stau oder Restwasserproblematik die Erhebungsschwelle überschritten ist.

Es ist davon auszugehen, dass der wesentlichste Teil der hydromorphologischen Belastungen der Aquakultur hinsichtlich Restwasser, Stau und Wanderhindernisse bereits in der IBA 2013 erfolgte, bei der die hydromorphologischen Belastungen unabhängig vom Verursacher generell erfasst wurden. In der IBA für den NGP 2021 hat die Ausweisung (und allfällige Ergänzung) der hydromorphologischen Belastungen für Aquakulturanlagen mit der Angabe des Verursachers „Fischerei“ zu jeder betroffenen (Einzel-) Belastung zu erfolgen. Die konkrete Verursacher-Zuordnung durch die Länder in der Länder-Überarbeitungsphase der IBA ist daher unbedingt erforderlich.

Wanderhindernisse, Restwasserstrecken und Stau fließen – wie jede hydromorphologische Belastung anderer Verursacher – in die wasserkörperbezogene Risikobewertung ein. Eine wasserkörperbezogene Darstellung/Auswertung der hydromorphologischen Belastungen durch Aquakulturanlagen ist notwendig, um allenfalls notwendige HMWB-Ausweisungen prüfen und argumentieren zu können.

3.3.2 Beschneiungsanlagen

Um die Schneesicherheit in Österreichs Skigebieten zu erhöhen, wurde in den letzten Jahrzehnten eine Vielzahl von Anlagen zur künstlichen Beschneigung von Skipisten errichtet. Derzeit können rund 70% der insgesamt rund 23 700 ha der österreichischen

Pistenfläche im Bedarfsfall künstlich beschneit werden (Quelle: Wirtschaftskammer Österreich, Stand Ende 2019 <http://www.seilbahnen.at/>).

Der für Beschneiungsanlagen erforderliche Wasserbedarf muss jeweils im Winter abgedeckt werden, somit in einer im Alpenraum abflussschwachen Periode der Fließgewässer bzw. in Zeiten geringer Quellschüttung. Daher wird das benötigte Wasser zumeist in Speicherbecken möglichst großen Nutzinhalts vorgehalten, um einen Großteil des Jahreswasserbedarfs für Beschneiungsanlagen daraus abdecken zu können.

Die Anforderung der Wasserentnahme aus Gewässern für Beschneiungsanlagen orientiert sich an den allgemein gültigen fachlichen Grundsätzen für die Nutzwasserversorgung wie Bewässerung und Wasserkraftnutzung.

Es lassen sich 4 Varianten der Wasserentnahme mit unterschiedlichen gewässerökologischen Vorgaben unterscheiden, wobei aber immer die jeweiligen Anforderungen des WRG hinsichtlich der Qualitätsziele für genutzte Gewässer zu erfüllen sind:

- **Entnahme aus kleinen Fließgewässern;** dient in der Regel der Befüllung von Beschneungsteichen.
- **Entnahme aus großen Fließgewässern;** wird oft zur Befüllung von Speicherteichen genutzt, zum Teil aber auch direkt für die Beschneigung verwendet.
- **Entnahme aus stehenden Gewässern;** wird in der Regel direkt zur Beschneigung verwendet.
- **Entnahme aus Trinkwasseranlagen;** in der Regel wird das Überwasser für die Befüllung von Beschneungsteichen bzw. für die direkte Beschneigung genutzt und es gilt die eindeutige Prioritätenregelung: „Trinkwasser vor Schneewasser“

Bei der Entnahme aus Fließgewässern sind die Werte für Entnahmeleistung und Pflichtwassermengen sowie die Entnahmezeiten unter Berücksichtigung des vorliegenden ökologischen Zustandes entsprechend den Qualitätszielen gemäß §§ 30a ff WRG 1959 festzulegen. Im Fischlebensraum kann eine ganzjährige fischpassierbare Gestaltung der Entnahmebauwerke erforderlich sein. Auch bei der Entnahme aus Trinkwasseranlagen ist zu berücksichtigen, dass diese Überläufe maßgeblich für die Dotierung von Fließgewässern sein können. Hier gilt ebenfalls die Verpflichtung der Einhaltung der Qualitätsziele gemäß den §§ 30a ff WRG 1959. Bei der Entnahme aus Seen ist sicherzustellen, dass es zu keiner

starken Absenkung des Wasserspiegels kommt und dass die für das Gewässer gültigen Qualitätsziele eingehalten werden.

Die Bewilligung zur Wasserbenutzung ist auch bei Beschneiungsanlagen gem. § 21 (1) WRG 1959 befristet. Im Falle einer Wiederverleihung des Wassernutzungsrechtes ist gegebenenfalls eine Anpassung an die Anforderungen der Gewässerökologie vorzunehmen. Im Bedarfsfall sind gewässerökologische Gutachten erforderlich, die den Gewässerzustand im Bereich der Wasserfassungen und den flussabwärts gelegenen Fließstrecken feststellen. Gegebenenfalls ist in diesem Rahmen auch zu ermitteln, wie hoch die ökologisch erforderliche Mindestwasserführung des Gewässers sein muss. Anpassungen zur Erreichung der jeweiligen Umweltziele gemäß den §§ 30a ff WRG 1959 können bei Fischaufstiegshilfe, Pflichtwasserabgabe, Konsenswassermenge erforderlich werden.

Erfassung der Belastung durch Beschneiungsanlagen im vorliegenden Bericht zu den wesentlichen Wasserbewirtschaftungsfragen

Die Belastung von Gewässern durch Beschneiungsanlagen betrifft in erster Linie die Wasserentnahme. Für die Ist-Bestandsanalyse werden Belastungen durch Beschneiungsanlagen durch den Belastungsparameter „Restwasser“ in Verbindung mit der Angabe des Verursachers „Freizeitnutzung/Tourismus – Beschneigung“ erfasst.

Jegliche Neubewilligungen von Entnahmen zu Beschneigungszwecken an Gewässern > 10 km² sollen prinzipiell in die Datenbank eingepflegt werden (auch wenn keine Restwasserproblematik besteht und die Vorgaben gem. §§ 12 und 13 QZV Ökologie eingehalten werden). Bestehende Anlagen wurden nur aufgenommen, wenn eine Restwasserproblematik bekannt ist.

Durch Beschneiungsanlagen verursachte Restwasserstrecken wurden zum Teil bereits über die generelle Erhebung der Restwasserstrecken bei der IBA 2004/07 und der IBA 2013 in die NGP-Datenbank aufgenommen. Für diese wurde die Zuordnung des Verursachers „Freizeitnutzung/Tourismus – Beschneigung“ ergänzt.

Die **wasserkörperbezogene Auswertung** der hydromorphologischen Auswirkungen von Entnahmen zum Zweck der Beschneigung erfolgt über die **Auswertung der Restwasserstrecken**.

Weiterführende Information:

2011 wurde vom Amt der Salzburger Landesregierung in Zusammenarbeit mit den Ämtern der Landesregierungen der Länder Vorarlberg, Tirol, Steiermark, Kärnten, Oberösterreich und Niederösterreich sowie mit dem damaligen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft der „Leitfaden für das wasserrechtliche Behördenverfahren von Beschneiungsanlagen“ herausgegeben (Land Salzburg 2011).

Dieser Leitfaden gibt eine Orientierung für Behörden, Sachverständige, Planer und Betreiber für das wasserrechtliche Behördenverfahren bei Neubewilligungen und bevorstehenden Wiederverleihungen von Beschneiungsanlagen.

3.3.3 Schneentsorgung

Die Schneeräumung und -entsorgung kann in schneereichen Wintermonaten die Gemeinden, vor allem in alpinen Bereichen, teilweise vor erhebliche Herausforderungen stellen. Große Schneemengen in kurzer Zeit beseitigen zu müssen, wenn Ablageflächen nur begrenzt verfügbar sind und/oder nahegelegene Fließgewässer für den Arbeitsablauf von Vorteil sind, löst den Wunsch nach Entsorgung der Schneemengen in Fließgewässer aus. Die Entsorgung von Räumschnee in ein Gewässer ist jedoch mit Hinblick auf mögliche Auswirkungen auf die Gewässerbiozöten aber auch aus Sicht des Hochwasserschutzes, vor allem bei kleineren und mittleren Fließgewässern, nicht ganz unproblematisch.

So kann das Einbringen von Schnee in kleine Fließgewässer sehr rasch zu maßgeblichen Änderungen des Abflussquerschnittes führen. Dies reduziert nicht nur die Hochwassersicherheit sondern kann auch zum Aufstau und zum Trockenfallen des Gewässers mit weitreichenden ökologischen Schäden führen.

Weiters kann die Gewässerbiozönose negativ durch die schabende Wirkung, die abdriftende Eisschollen und Eisbrocken auf die Sohle ausüben, beeinträchtigt sein. Mögliche Folgen sind eine nur sehr dünne Besiedlung von Makrozoobenthos (als Fischnährtiere) und Algen.

Besonders werden aber dem mit dem Schnee eingebrachten Streusplitt negative Auswirkungen auf die Gewässersohle (Kolmatierung) und den dort lebenden Organismen zugewiesen. Die Ablagerungseigenschaften des scharfkantigen Rollsplitts unterscheiden

sich von jenem des natürlich im Gewässerbett vorkommenden Kiesel derart, dass der Splitt sich im Lückensystem (hyporheisches Interstitial) dauerhafter hält. Davon sind sowohl Laichplätze von kieselreichenden Fischen als auch Jungfischlarven, die einen Teil ihrer Entwicklung im Lückensystem der Gewässersohle verbringen, betroffen. So können sich kiesgrubenlaichende Fische (wie z.B. Salmoniden) beim Schlagen der Laichgruben am scharfkantigen Splitt Haut- und Flossenverletzungen zufügen, was wiederum Pilzkrankungen fördern kann. Wird das Lückensystem verstopft, droht eine Unterversorgung der Fischlarven mit Sauerstoff. Auch das Schlüpfen der Fischlarven ist nicht oder nur noch erschwert möglich. Erschwerend ist auch die Tatsache, dass die Räumschnee-Entsorgung in der Regel mit dem winterlichen Niedrigwasserstand und der Laichzeit vieler Leitfischarten zusammenfällt, sodass dies eine Gefährdung der jährlich im Spätwinter aufkommenden Fischbrut bedeuten kann.

Auch negative Auswirkungen durch sonstige Belastungen, wie z.B. durch den Eintrag von Tausalzen oder durch die Absenkung der Wassertemperatur/Vereisungen lassen sich, zumindest kleinräumig, nicht ganz ausschließen. Dies trifft auch auf mögliche Belastungen durch chemische Schadstoffe aus Reifenabrieb und Verbrennungsprodukten zu, die über den Räumschnee ins Gewässer gelangen können.

Die Voraussetzungen für die Einbringung von Räumschnee sind in einigen Bundesländern über Erlässe, Leitfaden oder Informationsschreiben beschrieben, sie enthalten vielfach auch die Abgrenzung welche Teilbereiche bewilligungspflichtig sind und welche als nur geringfügige Beeinträchtigung anzusehen sind. Der regelmäßige Eintrag größerer Schneemengen ist in der Regel bewilligungspflichtig, kleinere Schneeeinbringungen von Frischschnee, die keinen Streusplitt oder Müll enthalten, sind bei ausreichender Gewässerbreite in einigen Bundesländern auch ohne wasserrechtliche Bewilligung möglich. Schneeeinbringungen in stehende Gewässer sind i.d.R. verboten.

Erfassung der Belastung durch Schneeentsorgung in der IBA für den NGP 2021

In Bezug auf eine mögliche Belastung der Oberflächengewässer durch Schneeentsorgung erfolgt vorläufig **keine wasserkörperbezogene Risikobewertung.**

Vor dem Hintergrund, dass viele Fließgewässerlebensräume bereits durch eine Vielzahl von Stressoren (wie Gewässerverbauungen, hydrologische Belastungen, stoffliche Belastungen) belastet sind und dass Räumschneeablagerungen als isolierter Faktor nicht unbedingt zu einer Verschlechterung des fischökologischen Zustands führt und keine sehr

übliche Praxis darstellt, soll eine allfällige Belastung durch Räumschneeentsorgung vor allem bei der Plausibilitätsüberprüfung der biologischen Monitoringdaten (z.B. GZÜV- Fischerhebungen) berücksichtigt werden.

Die Erfassung allfälliger Schadstoffbelastungen erfolgt über GZÜV-Messdaten.

Weiterführende Information:

- Amt der Tiroler Landesregierung (2013): Räumschneeeinbringung in Gewässer – Leitfaden.
[Amt der Tiroler Landesregierung > Umwelt > Wasser > Gewässerökologie > Leitfaden Raeumschnee.pdf](#)

3.3.4 Eingriffe in den Feststoffhaushalt

Feststoff- und Abflussdynamik bestimmen die morphologischen Bedingungen in einem Fließgewässer. Durch Erosion, Transport und Ablagerung von Sediment wird das Gewässerbett ständig umgestaltet. Sedimente sind ein wichtiger und unverzichtbarer Baustein für die Entstehung von natürlichen Strukturen und Lebensräumen in Fließgewässern. Sie werden von den Menschen oft erst dann wahrgenommen, wenn sie im Zuge von Naturereignissen wie Hochwasser oder Murgängen aus dem Flussbett austreten und Schäden verursachen. Die Bedeutung von Sedimenten für die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern sind in der Öffentlichkeit allerdings kaum bekannt.

Sedimentdefizite und auch -überschüsse führen zu einer Veränderung der typspezifischen morphologischen Verhältnisse in Gewässern. Fehlen beispielsweise kiesige Sedimente in einem Gewässersystem, so können sich keine Kiesbänke als Laich- oder Jungfischhabitat ausbilden. Ein generelles Sedimentdefizit führt zu einer fortschreitenden Eintiefung der Gewässersohle, was einerseits zum Absinken des Grundwasserspiegels und andererseits zu einer Entkoppelung des gewässergeprägten Umlandes, wie Auen, führt.

Sedimentüberschüsse andererseits bedeuten nicht nur eine Gefahrenquelle im Fall von Hochwässern, sie können auch zu einer Monotonisierung der gewässertypischen Strukturen und einem Verlust an aquatischen Lebensräumen führen, wenn beispielsweise das gesamte Gewässerbett durch Feinsediment „verschlammt“ wird.

In den letzten Jahrhunderten wurden und werden noch immer vielseitige anthropogene Änderungen und Eingriffe an Österreichs Fließgewässern und deren Einzugsgebieten vorgenommen, die sich mehr oder weniger auf den Sedimentkreislauf bzw. den Feststoffhaushalt und somit auf das dynamische Gleichgewicht der Gewässer auswirken können. Diese Einflüsse umfassen globale Phänomene wie den Klimawandel, großflächige Maßnahmen wie Landnutzungsänderungen oder die Erhöhung der Transportkapazität durch Laufverkürzung und Gefällserhöhung bis hin zu lokalen Eingriffen wie Baggerungen, Abtrennung von Überflutungsflächen oder die Errichtung von Querbauwerken.

Derzeit verfehlen rund 53% der untersuchten Wasserkörper in Gewässern mit mehr als 10 km² Einzugsgebietsgröße den guten ökologischen Zustand aufgrund von hydromorphologischen Belastungen. Diese Belastungen stehen oft auch in einem Zusammenhang mit Problemen, die durch Veränderungen im Feststoffhaushalt, Sedimenttransport und der Flussmorphologie entstehen.

Die grundsätzliche Betrachtung des Feststoffhaushaltes und der Flussmorphologie im Flussgebietsbewirtschaftungsplan ist essentiell für eine nachhaltige Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes aber auch zum langfristigen Erhalt desselben. Es gibt eine Vielzahl an technische Möglichkeiten, die bereits zur Anwendung kommen, um lokale Verbesserungen in Bezug auf den Feststoffhaushalt herbeizuführen. Es müssen darüber hinaus aber auch Maßnahmen auf Ebene von Gewässerstrecken und auch auf Einzugsgebietsebene gesetzt werden, um nachhaltige Verbesserungen im Gewässersystem erzielen zu können.

Fragen des Feststoffhaushaltes müssen daher immer gesamthaft und einzugsgebietsbezogen betrachtet werden und lokale Maßnahmen in ein Gesamtkonzept für das ganze Gewässersystem eingebettet sein. So wird beispielsweise die Herstellung der Sedimentdurchgängigkeit in einem Gewässer nicht zu den erwünschten ökologischen Verbesserungen führen, wenn das Gewässer durchgehend reguliert ist und nicht die morphologischen Voraussetzungen hat, typspezifische Strukturen wie Schotterinseln oder Kiesbänke auszubilden.

Erfassung der Belastung durch Eingriffe in den Geschiebehaushalt in der IBA für den NPG 2021

Die Geschiebeproblematik wird in der IBA 2021 und im 3. NGP prinzipiell auf einer allgemeinen Ebene abgehandelt werden, **eine flächendeckende wasserkörperbezogene Risikoanalyse ist derzeit nicht vorgesehen.**

Im Rahmen von integrativen Planungen bei der Erstellung von Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepten (GE-RM) wird im Planungszyklus des 3. NGP der Bereich Feststoffhaushalt für einige ausgewählte Pilotgewässer bearbeitet werden, mit dem Ziel, in einem sektorenübergreifenden Abstimmungsprozess unter Einbindung der relevanten Stakeholder Sedimentmanagementkonzepte für diese Gewässer zu erarbeiten. Auch in anderen Planungen der Schutzwasserwirtschaft und der Energiewirtschaft soll die einzugsgebietsbezogene Feststoffproblematik verstärkt berücksichtigt werden.

Im Rahmen der 3. Planungsperiode sollen durch gezielte Forschungsprojekte bestehende Wissensdefizite in Bezug auf das generelle Prozessverständnis bezüglich des Sedimenthaushaltes und die Auswirkungen auf die Ökologie von Fließgewässern reduziert werden. Daneben sollen Erkenntnisse zu bereits bewährten Bau, Betriebs- und Managementmaßnahmen gesammelt und weiterentwickelt werden.

3.3.5 Neobiota

Als Neobiota werden gebietsfremde Arten bezeichnet, welche nach 1492 unter direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind, dort frei leben und selbstreproduzierende Populationen zu bilden im Stande sind.

Die Datenlage belegt eindeutig, dass sich in den beiden letzten Jahrzehnten die Entdeckungen neuer, nicht heimischer Tier- und Pflanzenarten in Österreichs Flüssen und Seen häufen. Nach bisherigen Erkenntnissen sind weniger die natürlichen Ausbreitungstendenzen, sondern die menschlichen Aktivitäten daran schuld. Der Mensch bewirkt diese Entwicklung durch direktes Handeln (bewusstes Einbürgern, Aussetzen unbequem gewordener „Haustiere“ etc.), aber auch indirekt durch die Veränderungen seiner Umwelt. Gewässerverschmutzung, technisch-monoton ausgeführter Wasserbau (Begradigung, Blockwurf, usw.) und Stauhaltungen begünstigen die Ausbreitung und Etablierung der Neobiota. Auch die Folgen des Klimawandels spielen möglicherweise

zukünftig eine wesentliche Rolle. Die Untersuchungen lassen den Schluss zu, dass die zumeist wärmeliebenden Neobiota durch die fortschreitende Erwärmung der Gewässer gute Chancen haben, sich zu etablieren bzw. in neue Gebiete vorzudringen.

In Bezug auf die die Einführungs- bzw. Einwanderungsform kommen im Regelfall drei Möglichkeiten in Frage: aktive Einwanderung, natürliche oder versehentliche passive Einschleppung oder bewusste Einbürgerung:

- **eingewandert:** Arten derselben Faunenregion, die durch direkte oder indirekte anthropogene Mithilfe ihr Areal selbständig erweitern konnten
- **eingeschleppt:** Arten, die 1) unabsichtlich von anderen Tieren (z. B. Darmpassage, Anheftung im Federkleid) oder 2) passive Verfrachtung (z. B. Strömung, Anheftung an Treibholz) bzw. 3) unabsichtlich (passiv) durch den Menschen verfrachtet wurden (auch aus faunenfremden Regionen stammend) und ihr Areal nach Österreich ausdehnen konnten
- **eingebürgert:** Arten, die absichtlich durch den Menschen freigesetzt wurden (auch Gefangenschaftsflüchtlinge sowie faunenfremde Arten).

Als aktive Haupt-Einwanderungswege aquatischer Neozoa fungieren in Österreich die Donau und der Rhein. Künstliche Wasserwege, wie etwa der 1992 in Betrieb genommene Rhein-Main-Donaukanal, stellen ebenfalls wichtige Einwanderungspfade dar. Vor allem die Schifffahrt, verbunden mit den europaweit intensiv vernetzten Kanalsystemen, ist als wichtigste Quelle der Einwanderung und Einschleppung fremder Arten anzusehen.

Gegen die Jahrtausendwende wurde ein verstärktes Einwandern von wirbellosen Neozoen in die großen Flüsse (Donau, March, Traun) beobachtet, wo teilweise die heimische Fauna stark in Mitleidenschaft gezogen wurde. Heutzutage ist die Fauna der Donau extrem von „Aliens“ überprägt, wobei vor allem gewisse Flohkrebse (die „Killershrimps“), die Wandermuscheln und die Körbchenmuschel oftmals ungewöhnlich hohe Bestandsdichten erreichen. Besonders die Blockwurfsicherung der Ufer stellt eine spezielle Nische dar, die fast ausschließlich durch gebietsfremde, eingewanderte bzw. eingeschleppte Arten, sowohl bezüglich der Makrozoobenthos- als auch der Fischfauna, dominiert wird. Häufigste Fischart ist derzeit die aus dem Brackwasser des Schwarzen Meeres stammende Schwarzmundgrundel, welche in den Bereich der oberen Donau eingeschleppt wurde und den Blockwurf der Donau in extrem hohen Dichten besiedelt. Daneben findet man häufig andere gebietsfremde Grundelarten (z.B. Kessler-Grundel), heimische Fischarten besiedeln den Blockwurf dagegen nur in geringen Dichten.

Bei den Neophyta sind in Österreich insgesamt 98 Arten bekannt, von diesen sind 28 den Makrophyten zuzurechnen, das heißt sie leben im oder auf dem Wasser (untergetauchte Arten und Schwimmblattpflanzen) oder sie wurzeln zumindest im Wasser (amphibische Arten und Röhrichtpflanzen). Auch die übrigen als aquatische Neophyta bezeichneten Arten sind unmittelbar an die Gewässer gebunden. Neophyten siedeln sich gerne auf, z.B. durch Hochwasserereignisse, neu entstandenen offenen Flächen im oder am Wasser an. Daneben werden auch naturfremde Standorte, wie z.B. Uferverbauungen gerne besiedelt. Das Gewässer selbst fördert dann die Ausbreitung der Neophyta durch Verdriftung. Neophyten finden sich auf periodisch trockenfallenden Sand- und Kiesbänken im Gewässerbett oder in den Hochstaudenfluren oder Gebüschen auf den Uferböschungen. Sie verhindern das Aufkommen höherer Gehölze, die eine wichtige Funktion bei der Beschattung haben und verdrängen die heimische Vegetation. Dies führt oft zu einer Verminderung der Uferstabilität bedingt durch veränderte Vegetationszyklen und ein nur flaches, wenig stabiles Wurzelsystem). Die Folge ist Ufererosion in z.T. großem Ausmaß. Manche Arten bilden meterlange unterirdische Ausläufer und dringen mit ihren Feinwurzeln in kleinste Zwischenräume ein. Hierdurch werden massive Schäden an Uferbefestigungen verursacht, was wiederum erosive Prozesse begünstigt.

Von wichtiger wasserwirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung ist die Beurteilung ob eine nicht-indigene Art eine sogenannte invasive Art ist, also mit der heimischen Fauna konkurriert.

Akut invasiv wird in diesem Zusammenhang so verstanden, dass die Individuen einer Neobiota-Art so häufig sind, dass

- eine Verdrängung indigener Arten belegt oder stark anzunehmen ist
- und/oder Strukturen, Biotope, Standorteigenschaften oder ökosystemare Prozesse langfristig verändert werden.

Potentiell invasiv bezeichnet eine aktuell so starke Ausbreitung, dass

- mittel- bis langfristig eine invasive Wirkung zu erwarten ist
- invasive Schwesterarten in Nachbarländern schon als invasiv evident sind
- eine Art zwar invasiv ist, aber derzeit erfolgreich bekämpft wird

Tabelle 13 Zusammenfassende Darstellung der Anzahl der aquatischen Neobiota

Einstufung	Neophyta	Wirbellose Tiere	Fische***
Invasiv	11	8	6
Potentiell invasiv	7	15	4
Potentiell Invasiv bei fortschreitendem Klimawandel	?	11	?
Neobiota gesamt	95*	74**	40

* davon sind 32 Wasser- und Röhrichtpflanzen,

** davon sind 57 dem Makrozoobenthos zuzurechnen

*** adaptiert nach Mikschi, 2002

Die als akut invasiv eingestuften aquatischen Neobiota-Arten sind in nachfolgender Tabelle 14 zu finden.

Tabelle 14 Invasive aquatische Neobiota in Österreich

Makrozoobenthos:	Makrophyten	Fische
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	<i>Aster lanceolatum</i> ¹	<i>Neogobius kessleri</i> ⁴
<i>Corophium curvispinum</i>	<i>Aster novi-belgii</i> ¹	<i>Neogobius melanostomus</i> ⁴
<i>Dikerogammarus villosus</i>	<i>Bidens frondosa</i> ²	<i>Oncorhynchus mykiss</i> ³
<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Pseudorasbora parva</i>
<i>Dreissena rostriformis</i> ⁶	<i>Epilobium ciliatum</i> ¹	<i>Salvelinus fontinalis</i> ³
<i>Corbicula fluminea</i>	<i>Fallopia japonica</i> ¹	<i>Lepomis gibbosus</i> ⁵
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	<i>Helianthus tuberosus</i> ¹	
<i>Orconectes limosus</i>	<i>Impatiens glandulifer</i> ¹	
	<i>Rudbeckia laciniata</i> ¹	
	<i>Solidago canadensis</i> ¹	
	<i>Solidago gigantea</i> ¹	

¹ Gewässerufer

² Schlamm-, Kies und Sandbänke

³ (Fischbio-) Regions-spezifisch

⁴ vor allem Donau

⁵ Seen/Fließgewässer

⁶ Bodensee

3.3.5.1 Makrophyten

Bei den in Österreich vorkommenden aquatischen Neophyta sind elf Arten als akut invasiv zu bezeichnen. Zwei davon siedeln im Gewässerbett selbst: *Elodea canadensis* als untergetauchte Art im Wasser und *Bidens frondosa* auf Schlamm-, Kies und Sandbänken. Die übrigen Arten besiedeln die Gewässerufer. Generell am weitesten verbreitet dürfte *Impatiens glandulifera* sein. Überwiegend (aber nicht ausschließlich) in den Talräumen und Auegebieten finden sich *Solidago gigantea* und *S. canadensis*. *Fallopia japonica* ist derzeit an Gewässerufern stark in Ausbreitung begriffen. Von den die Gewässerufer besiedelnden Arten sind *Fallopia japonica* und *Solidago gigantea* zudem als ökonomisch bedenklich einzustufen. Sieben Vertreter der aquatischen Neophyta in Österreich sind als potentiell invasiv zu betrachten. Unter den potentiell invasiven Arten finden sich auch 3 „echte Wasserpflanzen“. *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum heterophyllum* und *Cabomba caroliniana*.

Invasive oder potentiell invasive Neophyta kommen in allen Bundesländern vor und sind von den Niederungen bis zumindest in den montanen Bereich anzutreffen.

Auf alle am Gewässerufer siedelnden Neophyta trifft zu, dass sich ihre Vorkommen nicht unmittelbar auf den ökologischen Zustand nach WRRL auswirken, da die gewässerbegleitende Vegetation derzeit nicht in die Bewertung (Qualitätselement Makrophyten) eingeht. Es können sich aber dennoch durch Veränderungen der Lebensraumstrukturen und Verdrängung anderer Arten indirekte Auswirkungen auf den ökologischen Zustand ergeben.

Die einzige untergetauchte invasive Art in Österreich ist *Elodea canadensis*. Hierbei ist allerdings anzumerken, dass die „Wasserpest“ ihre invasive Phase, in der sie u.a. große Probleme für die Schifffahrt verursacht hat, in Mitteleuropa und auch in Österreich bereits hinter sich hat. Sie ist allerdings in zahlreichen Stillgewässern und auch in langsam fließenden Fließgewässern häufig anzutreffen. Dies allerdings nur, wenn ausreichend Nährstoffe für die eutraphente Art vorhanden sind. Vorkommen von *Elodea canadensis* wirken sich sowohl in Seen als auch in Fließgewässern auf den ökologischen Zustand aus. [Anmerkung: Die Art wird als Neophyt nicht direkt negativ gewertet, ist aber ein Nährstoffzeiger und zählt nicht zum Referenzartenspektrum. Größere Bestände verdrängen zudem die heimische Vegetation, die dadurch nicht mehr in der typspezifischen Artenzusammensetzung und Menge vorhanden ist]. Größere Vorkommen

finden sich z.B. im Mondsee, in der Seeache (Atterseeablauf: hier durch Einmündung von Wasser aus einer Fischzucht) in der Fischach im Lustenauer Kanal und im Draustau.

3.3.5.2 Makrozoobenthos

Derzeit sind acht Makrozoobenthosarten als akut invasiv zu bezeichnen. Die Krebsarten *Pacifastacus leniusculus* (Signalkrebs) und *Orconectes limosus* (Kamberkrebs), die Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* sowie die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* sind in Österreich weit verbreitet und dringen bis in die Oberläufe der Gewässer vor, die übrigen Arten sind meist auf die Donau und die großen Donauzubringer beschränkt. Neu hinzugekommen ist die Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis*), die sich im Bodensee sehr stark ausgebreitet hat.

16 aquatische wirbellose Neozoa-Arten müssen in den potentiell invasiven Status eingereiht werden. Eine Sonderform stellen jene Arten dar, die bei fortschreitendem Klimawandel potentiell invasiv werden können. Die Vorkommen dieser kälteempfindlichen Arten sind aktuell stabil (z. B. vereinzelt in Thermalgewässern, Glashäusern etc. vorkommend), zeigen aber in südlichen Ländern Europas bereits eine starke Ausbreitung. Somit besteht die Wahrscheinlichkeit, dass sich diese Arten bei weiter ansteigender Klimaerwärmung auch im Freiland ausbreiten können. In die Liste der bei fortschreitendem Klimawandel potentiell invasiv werdenden Tiere werden daher alle aquatischen wirbellosen Arten aufgenommen, deren Vorkommen aus Thermen und/oder Glashäusern etc. berichtet ist.

Der Einfluss der Neobiota kann sich in der Bewertung des ökologischen Zustands bemerkbar machen. Beispielsweise wird der Saprobienindex (SI) aufgrund vergleichsweise niedriger SI-Werte der Neozoa-Fauna besser als bei Berechnung mit ausschließlich indigenen Donau-Taxa, die aufgrund ihrer breiteren Indikationsfähigkeit, eine stärkere saprobielle Belastung widerspiegeln. Bei Umlegung der Indices in saprobielle Zustandsklassen können sich somit Unterschiede von ein bis zwei Klassen ergeben. Eine Verschiebung des SI durch Neozoa kann aber auch in einer Verschlechterung resultieren, falls die Einstufung der indigenen Fauna einen besseren Zustand indiziert. Daher kann bei dominantem Auftreten von Neozoen die Belastung des Gewässers durch den Saprobienindex nicht eindeutig widerspiegelt werden.

Bei der Anwendung von multimetrischen Indizes welche auch Diversitätsindices in ihrem Indexinventar verwenden, könnten massenhaft auftretende Neozoa zu einer Verschlechterung führen, da sie die Diversitätsmaße unnatürlich niedrig halten. Ebenso könnte ein Unterdrücken der indigenen Fauna durch eine individuenreiche Neozoengemeinschaft zu einer unnatürlich geringen Biodiversität führen, welche sich wiederum schlecht auf das Bewertungsergebnis des ökologischen Zustandes auswirkt, da die meisten Bewertungsmethoden auf einer Beurteilung der Artenvielfalt beruhen. Eine künftige Zunahme der Abundanzen wärmeliebender Neozoa könnte auch eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes in einem Gewässerabschnitt bewirken.

Auffallend ist, dass benthische Neozoa in der überwiegenden Mehrzahl außerhalb der Alpen verbreitet sind und dass die höchste Neozoa-Dichte im Donautal und dem nördlichen Teil der Ungarischen Tiefebene im Osten, sowie im Rheintal mit dem Bodensee im Westen gefunden wurde. Nachweise innerhalb der Alpen sind dagegen selten und betreffen vorwiegend die beiden Süßwasserschnecken *Potamopyrgus antipodarum* und *Physella acuta*.

3.3.5.3 Fische

Bei den Fischen stellt sich die Zuordnung der Arten zu den in der Literatur gängigen Definitionen schwieriger dar. So hat zum Beispiel der Aal (*Anguilla anguilla*) laut Studien einen Verdrängungseffekt von Kleinfischarten (zumindest in Seen), ihn als akut invasiv einzustufen ist dennoch problematisch, da er sich als nicht-indigene Art im Donaueinzugsgebiet nicht natürlich vermehrt und der Besatz dieser Fischart mittlerweile untersagt ist. Trotzdem können nach wie vor regelmäßig Aale bei Befischungen in der Donau und in Seen nachgewiesen werden. Bei der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) ist bekannt, dass sie in direkter Konkurrenz zur Äsche und höchstwahrscheinlich zur Bachforelle steht und zu einer Bestandsreduktion oder vollständigen Verdrängung dieser indigenen Arten führen kann. Allerdings kann es regionsspezifische Unterschiede bzgl. der Reproduktion geben (z.B. erfolgt in der Böhmischen Masse eine Reproduktion nur in untergeordneter Weise), ähnliches gilt auch für den Bachsaibling.

Aufgrund dieser Definitionsproblematik wird darauf hingewiesen, dass eine Einteilung in diese Klassen „akut invasiv“, „potentiell invasiv“ und „potentiell invasiv bei fortschreitendem Klimawandel“ aus fischökologischer Sicht schwierig scheint und oft starke regionale Unterschiede vorliegen können.

In Seen ist die Definitionsproblematik sehr ähnlich. Beim Aal gilt selbiges wie in den Fließgewässern. Der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) tritt lokal in größerer Stückzahl auf, eine Verdrängung von anderen Fischarten kann in einzelnen Gewässerbereichen erfolgen. Der Forellenbarsch (*Micropterus salmoides*) zeigte im Wörthersee in der Vergangenheit ein stärkeres Auftreten als gegenwärtig. Kreuzungen von Saiblingen in Seen kommen ebenfalls vor, deren eventuelle Bestandsentwicklung ist zu beobachten, bevor Risikoeinschätzungen durchgeführt werden können.

Potentiell invasiv sind nach Experteneinschätzung und aktuellen Verbreitungsdaten basierend auf Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung der Dreistachelige Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), die Nackthals-Grundel (*Neogobius gymnotrachelus*, derzeit Vorkommen nur in östlicher Donau) sowie die Grundelart *Knipowitschia caucasica*, welche von Halasi-Kovács et al. (2011) im süd-östlichen Donaueinzugsgebiet nachgewiesen wurde. Sie machen damit auf eine weitere Grundelart aufmerksam, welche sich durch menschliches Zutun (z.B. Schifffahrt) in der Donau flussauf bis nach Österreich ausbreiten könnte. Weitere Arten wie z.B. *Neogobius fluviatilis* (Nehring et al. 2010), die jedoch nicht in GZÜV-Befischungen nachgewiesen sind, könnten zukünftig invasiven Charakter in österreichischen Gewässern erlangen. *Neogobius fluviatilis* wird daher ebenfalls als potentiell invasiv eingestuft.

Regenbogenforelle und Bachsaibling sind bei der ökologischen Zustandsbewertung in epi- und metarhithralen Gewässerabschnitten von deren Biomasse wie auch Fischregionsindex im Fisch Index Austria positiv berücksichtigt. Dies rührt daher, dass Fische als Indikatororganismen in erster Linie für hydromorphologische Begebenheiten herangezogen werden. Diese beiden invasiven Arten werden wie die indigene Bachforelle aufgrund ähnlicher Habitatansprüche für hydromorphologische Verhältnisse eingestuft. Alle anderen Fisch-Neobiota finden in der fischökologischen Bewertung unmittelbar keine Berücksichtigung.

Bei den invasiven Grundeln in der Donau ist die Vermutung der Beeinträchtigung der indigenen Arten durch invasive Arten z.B. im Blockwurf naheliegend, jedoch ist der Blockwurf per se bereits für indigene Arten kein natürliches Habitat. Großräumige Blockwurfufer stellen somit bereits ohne invasive Arten eine starke Belastung für die indigene Fischfauna dar, die sich in der Bewertung widerspiegelt. Der Grad der Beeinflussung der ökologischen Zustandsbewertung ist derzeit nicht in konkrete Zahlen zu fassen. Untersuchungen zum interaktiven Verhalten von invasiven zu indigenen Arten oder der Bezug von invasiven Arten zu deren Habitat sind größtenteils ausständig.

Vorgangsweise für Risikoanalyse der Belastung durch Neobiota

Wasserkörper mit Vorkommen von Neobiota werden nicht automatisch als Risiko ausgewiesen. Die Auswirkungen dominanter, invasiver Neobiota werden aber bei der Bewertung des ökologischen Zustands miterfasst und sichtbar.

Monitoringergebnisse mit hohem Anteil von **makrozoobenthischen Neozoa** sind besonders kritisch zu betrachten. Insbesondere an den großen Flüssen Donau, March und Traun sollten die Index-Berechnungen mit und ohne Neozoa durchgeführt werden.

Invasive oder potentiell invasive **Neophyta** kommen in allen Bundesländern vor und sind von den Niederungen bis zumindest in den montanen Bereich anzutreffen. Fünf Arten siedeln im Gewässerbett selbst, die übrigen Arten besiedeln die Gewässerufer. Auf alle am Gewässerufer siedelnden Neophyta trifft zu, dass sich ihre Vorkommen nicht unmittelbar auf den ökologischen Zustand nach WRRL auswirken, da die gewässerbegleitende Vegetation derzeit nicht in die Bewertung (Qualitätselement Makrophyten) eingeht. Es können sich aber dennoch durch Veränderungen der Lebensraumstrukturen und Verdrängung anderer Arten indirekte Auswirkungen auf den ökologischen Zustand ergeben.

Eine Risikoanalyse hinsichtlich der **Ichthyo-Neozoa** erscheint auf Basis von Befischungsdaten im Rahmen der GZÜV am sinnvollsten (standardisierte Methode). Karten, die das Vorkommen darstellen, dienen dabei für eine Risikoabschätzung. Vor allem bei großer Häufigkeit invasiver Arten (eingeschränkt bei Aal, Salmoniden) sollte eine Beeinflussung der Zustandsbewertung und damit des berechneten Zustandes überprüft werden. Grundsätzlich könnten für die invasiven Grundeln die Donau betreffend habitatsspezifische (z.B. Blockwurf) Differentialanalysen zwischen Aufnahmen mit und ohne invasiven Grundeln durchgeführt werden. Ein virtuelles „Blockwurfleitbild“ (oder bei jenen Habitaten, die die invasiven Arten bevorzugen) ohne invasive Arten wird als Grundlage für eine FIA-Bewertung herangezogen und dem Bewertungsergebnis an Stellen mit invasiven Arten gegenübergestellt. Hierbei sind klarerweise abiotische Rahmenbedingungen zu beachten. Selbiges kann bei anderen invasiven Arten erfolgen.

3.3.6 Fischfressende Arten und Biber

Durch die Wiederherstellung geeigneter Lebensraumbedingungen, aber auch durch entsprechende nationale und internationale naturschutzrechtliche Bestimmungen, haben sich in den vergangenen Jahrzehnten bereits ausgerottete gewässertypische Faunenelemente wieder angesiedelt bzw. konnten ihre reduzierten Populationen stärken. Dazu gehören u. a. fischfressende Arten wie Fischotter, Kormoran und Gänsesäger sowie der Biber. Die angesprochenen Arten stehen als „Konfliktarten“ oft im Zentrum von emotionalen Diskussionen, da sie Auswirkungen auf andere (Nutzungs-)Interessen am Gewässer (z.B. Fischzucht, Angelfischerei, Hochwasserschutz, Naturschutz usw.) haben können. Diese Nutzungskonflikte sowie mögliche Lösungsansätze sind jedoch nicht Gegenstand der Risikoanalyse, beurteilt wird ausschließlich das Risiko, den Zielzustand (guter ökologischer Zustand) zu verfehlen.

3.3.6.1 Fischfressende Arten: Fischotter, Gänsesäger, Kormoran

Autochthone fischfressende Arten sind Teil natürlicher und funktionsfähiger Gewässerökosysteme, sie stellen daher gemäß WRRL, Anhang V keinen relevanten Einflussfaktor bei der Bewertung des fischökologischen Zustands dar.

Da viele unserer Ökosysteme aber bereits durch anthropogene Eingriffe stark verändert wurden, kann die natürliche Regulation, wie z.B. die Räuber-Beute-Beziehung gestört sein. Fischotter, Gänsesäger oder Kormoran können in diesem Fall die Fischbewertung (z.B. Biomassewerte und Altersstruktur) stark beeinflussen. Vor allem dann, wenn sie als zusätzliche Einflussfaktoren in vorgeschädigten Systemen (fehlende Unterstände, fehlende Ufervegetation und Beschattung, erhöhte Temperatur usw.) auftreten oder lokal sehr hohe Bestände an kleinen Gewässer bilden. Ein Zusammenhang zwischen dem verstärkten Auftreten fischfressender Arten und allfälligen Veränderungen der Fischartengemeinschaften ist vielfach anzunehmen, aber angesichts der vielfältigen Einwirkungen auf unsere Gewässer oft nicht eindeutig.

Untersuchungen und Beobachtungen der letzten Jahre zeigen, dass vor allem die erfolgreiche Wiederausbreitung des Fischotters (*Lutra lutra*) maßgebliche Auswirkungen auf die Fischbestände haben kann. Im Detail konnten sehr geringe Bestände in Oberläufen und sukzessive Abnahme Richtung Quelle, Biomassedefizite sowie typische Muster von Größenverteilungen von Fischen, bei denen die mittleren Größenklassen fehlen und nur

Jungfische und einzelne Adultfische gefangen werden, beobachtet werden. Meistens liegen aber Belastungskombinationen vor, die einen eindeutigen Rückschluss auf Prädatoren nicht zulassen.

Diese Entwicklung hat in den letzten Jahren häufig zu Problemen bei der Plausibilitätsprüfung der Zustandsbewertung, der Beurteilung von Auswirkungen anthropogener Belastungen sowie der Wirksamkeit von Maßnahmen geführt.

Nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens sind fischfressende Arten meist nicht die allein maßgebliche Ursache für eine Zielverfehlung. In der Regel ist es eine Vielzahl von Stressoren (Wanderhindernisse, fehlende intakte Lebensräume, stoffliche Einflüsse, usw.), die auf die Fischfauna einwirkt. Die Auswirkungen dieser anthropogenen Belastungen auf den fischökologischen Zustand sind gut belegt und entsprechende Maßnahmen wie z.B. die Herstellung der Durchgängigkeit oder ein ökologischer Mindestabfluss sind zur Verbesserung bzw. Erhaltung des Fischbestands jedenfalls erforderlich, auch wenn zusätzliche Einflüsse durch fischfressende Arten vorhanden sind. Alle Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung erhöhen die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen und tragen damit auch zur besseren Resistenz und Resilienz gegenüber anderen störenden Einflüssen bei. Angesichts dieses in den letzten Jahren jedenfalls vermehrt auftretenden zusätzlichen Stressors kommt der Stärkung der Resilienz der Gewässer noch höhere Bedeutung zu. Die Zielerreichung kann jedoch durch den Einfluss fischfressender Arten erheblich verzögert werden.

In jenen Fällen, in denen in anthropogen ansonsten unbelasteten Gewässern kein guter Zustand erreicht wird, ist zwar von einer temporären Zielverfehlung auszugehen, es ist jedoch kein unmittelbarer Handlungsbedarf gegeben. Es ist jedoch besonders wichtig, die Entwicklung der Fischpopulationen in den Gewässern im Monitoring weiter zu beobachten und den umfangreichen Datenbestand wissenschaftlich aufzuarbeiten. Die Frage, welcher Prädationsdruck unseren Gewässern, die ja in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft nur sehr selten eine natürliche Ausprägung aufweisen, auferlegt werden kann, ist letztendlich eine gesellschaftliche Frage.

3.3.6.2 Biber

Was den Biber betrifft, ist von keiner direkten Beeinträchtigung des ökologischen Zustandes auszugehen. Aufgrund der rein pflanzlichen Ernährungsweise stellt der Biber kein Problem für die Fischfauna dar. Die durch den Biber bedingten Veränderungen im und am Gewässer (Totholzanreicherung, Erhöhung des Struktureichtums, Schaffung aquatischer Lebensräume mit unterschiedlichen Strömungs- und Temperaturverhältnissen) verbessern meist den Lebensraum für die aquatische Fauna.

Biber sind in Österreich bereits sehr häufig in den Gewässern anzutreffen. Es ist zu beobachten, dass hoher Populationsdruck auch zur Nutzung suboptimaler Habitate führt. Dies sind z.B. Gewässerstrecken mit nur geringem Vegetationssaum. Bei Biberfraß an den bestehenden Bäumen werden oft große, schattenspendende Bäume gefällt, aufgrund der fehlenden Beschattung kommt es in den Sommermonaten zu Temperaturerhöhung mit entsprechenden Auswirkungen auf die Gewässer. Offene Bereiche werden oft rasch von Neophyten bewachsen, die das Aufkommen eines neuen Bewuchses erschweren und Ufererosion begünstigen. Es ist jedoch zu betonen, dass nicht das Vorkommen des Bibers, sondern der in vielen Bereichen fehlende oder stark verringerte Ufervegetationssaum, die Ursache der Auswirkungen auf das Ökosystem darstellt.

Biberdämme können in kleinen, regulierten Gewässern aber auch vereinzelt in Fischwanderhilfen temporäre Wanderhindernisse darstellen. In der Regel reichen aber bereits kleine Hochwässer, um den Damm zu zerstören. Bei Fischaufstiegshilfen sind entsprechende Vorkehrungen und eine regelmäßige Wartung erforderlich.

3.3.7 Schifffahrt – Wellenschlag

Große Flüsse wie die Donau, sind durch intensive Nutzungsansprüche von vielfältigen anthropogenen Eingriffen betroffen. Hochwasserschutzmaßnahmen, Umwandlung von Auegebieten zu landwirtschaftlichen Flächen, Wasserkraftnutzung sowie Maßnahmen zur Aufrechterhaltung der Schifffahrt haben die ökologischen Bedingungen der Donau dramatisch verändert. Durch Begradigung wurde der Flusslauf verkürzt und die Strömungsgeschwindigkeit erhöht. Über die Änderungen der Geschiebeverhältnisse tieft sich die Donau kontinuierlich ein, was auch zu einer Entkoppelung von Fluss und Auen führt. Wegen der verstärkten erodierenden Wirkung der erhöhten Strömungsgeschwindigkeit und wegen des schifffahrtsbedingten Wellenschlags, ist heute

der größte Teil der Donauufer blockwurfgesichert. Diese Verringerung der Habitatdiversität in den Uferbereichen führt zu einer Monotonisierung der wichtigen Uferregionen und dadurch zu einer flächenmäßigen Einschränkung von geeigneten Laich-, Aufwuchs-, und Rückzugsgebieten rheophiler Flussfische.

Durch die Schifffahrt selbst entstehen indirekte Auswirkungen, vor allem durch bauliche Begleitmaßnahmen, die zu Veränderungen in Bezug auf Lebensraum und Strukturverlust führen. Direkte Auswirkungen, d.h. ursächlich von den Schiffen herrührenden Veränderungen der ökologischen Bedingungen in großen Fließgewässern sind z.B.

- Veränderungen des Schwebstoffhaushalts
- Veränderungen der Strömungsverhältnisse durch Wellenschlag im Uferbereich und dadurch entstehende Konsequenzen vor allem für potentielle Jungfisch – Lebensräume, energetische Beeinträchtigung von juvenilen Stadien und Adultfischen, mechanische Schädigung von Eiern und Juvenilen, Abdrift von Larven aus günstigen Habitaten
- Flächenveränderung von Jungfischhabitaten innerhalb kurzer Zeiträume und daraus resultierender Lebensraumverlust, akute Mortalität durch Stranden von Eiern, Larven und Jungfischen

In verschiedenen Untersuchungen (u.a. an der Donau) wurden die Auswirkungen des schifffahrtsbedingten Wellenschlages auf Gewässerlebewesen untersucht. Alle Studien belegen negative Auswirkungen sowohl auf Fische, als auch verschiedene wirbellose Tiergruppen (Makrozoobenthos).

Vor allem die negativen Auswirkungen auf Jungfische sind klar belegt. Der schifffahrtsbedingte Wellenschlag beeinträchtigt auf verschiedene Weise Larval- und Jungfischhabitate in den Uferzonen großer Flüsse, die sehr schwimmschwachen frühen Larvenstadien benötigen strömungsberuhigte Flachwasserzonen und reagieren daher empfindlich gegenüber Wellenschlag. Vor Wellenschlag geschützte Uferbereiche weisen deutlich höhere Jungfischdichten auf als voll exponierte Ufer.

Auch für das Makrozoobenthos ist der Wellenschlag problematisch. Viele Insektenarten brauchen zum Schlüpfen Uferstrukturen, die jedoch durch Wellenschlag beeinflusst werden können. Für viele Neozoen, allen voran die Amphipoden, stellt der Wellenschlag ein geringeres Problem dar, sie sind daher oft gegenüber der indigenen Fauna konkurrenzstärker.

Die Studien zeigen, dass die maximale horizontale Auslenkung der Wasseranschlagslinie maßgeblich für die Intensität des Wellenschlags ist (Differenz zwischen der negativen Auslenkung bei Sog und der positiven Auslenkung bei Schwall). Sie dient als Maß für temporär trocken fallende Gewässerflächen bzw. abgezogenes Wasservolumen aus fischökologisch bedeutsamen Flachwasserbereichen. In diesem Zusammenhang spielt die Wellenhöhe im Bereich von Blockwurfsicherungen eine geringere Rolle als in flach auslaufenden Uferbereichen (z.B. Schotterbänke der Donau), wo der vom Wellenschlag beeinflusste Uferbereich über viele Meter reichen kann. Gerade diese Flachwasserbereiche am Ufer sind die wesentlichen Habitate für die juvenilen Stadien vieler donautypischer rheophiler Fischarten.

In der Donau sind von Wellenschlag geschützte Bereiche durch Regulierung und Stauerrichtungen sukzessive verschwunden und heute fast nur mehr in Altarmen vorhanden. Die Jungfischhabitate in Altarmen können in der Regel nur von indifferenten oder stagnophilen Arten genutzt werden. Für Juvenile strömungsabhängiger Arten, die meist nur bei Hochwasser in Altarme gelangen, bestehen im Hauptstrom kaum mehr geschützte Bereiche. Auch in den noch naturnäher erhaltenen Abschnitten, den Fließstrecken Wachau und östlich von Wien, stehen Jungfischhabitate für rheophile Arten nur mehr kleinräumig und stark isoliert zur Verfügung. In der Staukette beschränken sie sich auf meist kurze, natürliche oder künstlich geschaffene Kiesbänke in den Stauwurzeln sowie lokale Flachwasserzonen in Stauen. Durch eine häufig wiederkehrende Dislozierung aus derartigen Schlüssellebensräumen reduziert sich die Wahrscheinlichkeit drastisch, dass diese Habitate über längere Zeiträume durch Larven nutzbar sind. In Summe ist durch die Mechanismen Dislozierung und Stranden eine Beeinträchtigung der Fischfauna gegeben.

Bei der physikalischen Ausgestaltung von Wellen nach Schiffspassagen bestehen starke Unterschiede in Abhängigkeit von der Fahrtrichtung und vom Schiffstyp, die Intensität des Wellenschlags ist von der Geschwindigkeit der Schiffspassage abhängig, die Dauer der Wellenbelastung hängt von der Flussdimension ab.

Von Belastungen durch Schifffahrt betroffen sind grundsätzlich alle in Österreich ausgewiesenen Wasserstraßen, das sind

- Die Donau inkl. Donaukanal
- Die March bis km 6,0
- Die Enns bis km 2,7
- Die Traun bis km 1,8

An den Seen Attersee, Traunsee, Wolfgangsee, Ossiachersee sowie Wörthersee ist eine Schifffahrt mit Verbrennungsmotoren grundsätzlich erlaubt.

Vorgangsweise Risikoanalyse der Belastung Schifffahrt/Wellenschlag

Die Auswirkungen der Schifffahrt lassen sich in vielen Bereichen nicht klar von anderen Auswirkungen (Wasserkraftnutzung, Hochwasserschutz, usw.) trennen. Im NGP wurde – mit Ausnahme der freien Fließstrecken (Wachau und uh. von Wien) – die gesamte Donaustrecke mit hydromorphologischem Risiko ausgewiesen. Nur die freie Fließstrecke uh. von Wien weist derzeit einen guten ökologischen Zustand auf, die übrige Donaustrecke verfehlt den Zielzustand.

Da auch die freien Fließstrecken auf Grund von Schifffahrt, Hochwasserschutz sowie in Zusammenhang mit der Wasserkraftnutzung hydrologische und morphologische Veränderungen/Belastungen aufweisen, wurden diese Abschnitte bei der Auswirkungsanalyse als „möglicherweise signifikant beeinträchtigt“ ausgewiesen.

3.3.8 Klimawandel

Ab dem Jahr 1970 hat die Lufttemperatur in Österreich deutlich, und zwar im Schnitt um mehr als 1,5°C, zugenommen. Analog zum Anstieg der Lufttemperaturen ist auch ein Anstieg der Wassertemperaturen in den Flüssen und Seen gegeben, der in den letzten 30 Jahren im Mittel ca. 1,5°C betrug. Die Temperaturerhöhung hat vielfältige Auswirkungen auf die Gewässerorganismen, die an bestimmte Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse angepasst sind. Steigende Temperaturen beeinflussen die Entwicklungszyklen der Gewässerlebewesen und begünstigen Neobiota, Parasiten und Infektionskrankheiten. Kälteliebende Arten wie Forellen oder Äschen werden zurückgedrängt, wärmeliebende Arten wie z.B. Wels, Aitel oder Hecht werden sich stärker ausbreiten.

Bei steigenden Wassertemperaturen versuchen z.B. Fische auf günstigere Standorte – höhere gelegene Abschnitte oder kühlere Zubringergewässer – auszuweichen. In diesen Bereichen finden sie zwar geeignete Temperaturen, aber möglicherweise keine für sie geeigneten Habitate vor. Durch Wanderhindernisse sind die Möglichkeiten für die Abwanderung zudem oft eingeschränkt. Änderungen im Artenspektrum, z.B. die Verschiebung der Fischregionen nach oben, werden derzeit schon beobachtet.

Auch die Wasserqualität wird durch die Temperatur beeinflusst. Biologische und chemisch-physikalische Prozesse laufen bei höheren Temperaturen schneller ab. Die Gefahr der Eutrophierung von bereits vorbelasteten Gewässern steigt.

Bei den Seen Österreichs haben die oberflächennahen Wassertemperaturen in den letzten Jahrzehnten ebenfalls generell zugenommen und werden auch noch weiter steigen. Die Wassertemperaturen im Tiefenwasser blieben hingegen weitgehend konstant, wodurch sich der Temperaturunterschied zwischen Oberfläche und Seegrund vergrößert. Das führt zu stärkerer und länger andauernder Temperaturschichtung und hat Auswirkungen auf den Sauerstoff- und Nährstoffgehalt in den tiefen Wasserschichten der Seen. Während der Schichtung gelangt aufgrund der fehlenden Durchmischung kein neuer Sauerstoff in die Tiefe, der vorhandene wird durch Atmung und den bakteriellen Abbau von organischem Material verbraucht. Als Folge davon entstehen im Spätsommer und Herbst sauerstofffreie Bereiche im Tiefenwasser, die Nährstoffgehalte steigen dort an und Eutrophierungsanzeichen nehmen zu. Durch den verminderten Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser geht darüber hinaus temporär Fischlebensraum verloren, wobei in erster Linie Vertreter der kälteliebenden, forellenartigen Fische davon betroffen sind. In seichteren Seen wird diese Entwicklung zum Verlust dieser Fischarten führen, sobald zwischen sauerstoffreduziertem Tiefenwasser, und zu warmem Oberflächenwasser kein ganzjähriger Lebensraum mehr übrigbleibt.

Vorgangswise Risikoanalyse der Belastung durch Klimawandel

In Bezug auf den Klimawandel erfolgt vorläufig noch **keine wasserkörperbezogene Risikobewertung**.

Auswirkungen des Klimawandels müssen jedoch bei der Plausibilitätsprüfung und Interpretation von Monitoringergebnissen berücksichtigt und dokumentiert werden. Dies ist insbesondere im Übergangsbereich von Gewässertypen (z.B. Fischregionen, Höhenstufen) sowie bei seichten Seen zu beachten.

Die Bewertung des ökologischen Zustands basiert auf einem natürlichen Referenzzustand, die Zustandsklassen sind als Abweichung von diesem anthropogen unbeeinflussten Zustand definiert. Die bereits beobachtete Gewässererwärmung der letzten Jahrzehnte, die sich zukünftig noch verstärken wird, führt zu einer Verschiebung des Artenspektrums im Längsverlauf eines Fließgewässers und beeinflusst somit auch die natürlichen Referenzzönosen. Studien zeigen bereits eine Verschiebung der Wassertemperaturen bis

zu 525 Höhenmeter flussauf. So kann z.B. der Ausfall von Leit- oder typischen Begleitfischarten dazu führen, dass die bisher verwendeten Methoden keine aussagekräftigen und belastbaren Ergebnisse mehr liefern. Ob und in welcher Form hier Anpassungen der Bewertungsmethoden erforderlich sein werden, ist derzeit schwer abschätzbar. Dafür sind langfristige Untersuchungen und belastbare Daten zur Reaktion der Lebensgemeinschaften auf die Veränderungen erforderlich. Er ist daher notwendig, das Monitoringprogramm im Hinblick auf den Klimawandel gezielt auszubauen. Längerfristig werden Anpassungen der Bewertungssysteme erforderlich werden.

4 Zustandsbewertung Oberflächengewässer

4.1 Grundlagen der Beurteilung des Chemischen und des Ökologischen Zustands

Qualitätsziele zur Beschreibung des guten **chemischen Zustandes und der chemischen Komponenten** des guten ökologischen Zustandes für synthetische und nicht-synthetische Schadstoffe wurden für Oberflächenwasserkörper in der **Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG), BGBl. II Nr. 96/2006** zuletzt geändert durch BGBl. II Nr. 128/2019 festgelegt. Weiters erfolgt eine Beschreibung der maßgeblichen Zustände für die Anwendung des Verschlechterungsverbots.

Die Vorgaben der Richtlinie 2013/39/EU – welche eine Revision der Liste prioritärer Stoffe enthält- wurden mit der Änderung der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 363/2016 in nationales Recht umgesetzt. Die geänderten Umweltqualitätsnormen für die bestehende Liste prioritärer Stoffe sind ab dem 22.12.2015, für die neuen Stoffe ab dem 22.12.2018 anzuwenden.

Die Bewertung des **ökologischen Zustands** der natürlichen Oberflächengewässer erfolgt als Feststellung der Abweichungen des beobachteten Gewässerzustands vom gewässertypischen Referenzzustand. Der ökologische Zustand der biologischen Qualitätskomponenten wird in fünf Zustandsklassen dargestellt: 1=sehr gut, 2=gut, 3=mäßig, 4=unbefriedigend, 5=schlecht. Nähere Details zu den Grundlagen der Bewertungsmethoden sind in den Leitfäden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente zu finden. Der ökologische Zustand ergibt sich gemäß § 4 QZV Ökologie OG aus der schlechtesten Bewertung der einzelnen relevanten Qualitätskomponenten. Für den guten Zustand sind dies die biologischen Komponenten sowie die national geregelten Schadstoffe, im sehr guten ökologischen Zustand müssen zusätzlich noch die hydromorphologischen und die allgemeinen chemisch physikalischen Qualitätskomponenten sehr gut sein.

In der **Qualitätszielverordnung-Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG, BGBl. II Nr. 99/2010** zuletzt geändert durch Novelle BGBl. II Nr. 369/2018, wurden die zu

erreichenden Zielzustände sowie die im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zustände für Typen von Oberflächengewässern festgelegt.

In Bezug auf das Verschlechterungsverbot ist jedoch zu beachten, dass eine „Zustandsverschlechterung“ gem. § 30a WRG 1959 vorliegt, sobald sich der Zustand mindestens einer Qualitätskomponente im Sinne des Anhangs C WRG 1959 (vgl. Anhang V) um eine Klasse verschlechtert, auch wenn diese Verschlechterung nicht zu einer Verschlechterung der Einstufung des Oberflächenwasserkörpers insgesamt führt.

Natürlich entstandene Gewässer können als „**erheblich verändert**“ eingestuft werden, wenn sie durch den Menschen in ihrem Wesen physikalisch erheblich verändert wurden (Definition gemäß Art. 2 Nr. 9 WRRL) und die Anforderungen nach Art. 4(3) WRRL erfüllen. **Künstliche Wasserkörper** sind von Menschenhand geschaffene Oberflächenwasserkörper (Art. 2 Nr. 8 WRRL). Nähere Details zum Ausweisungsprozess sind in der „Methodik zur Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Wasserkörper“ zu finden (Download: [BMLRT > Wasser > Wasser und Daten \(WISA\) > Gewässerbewirtschaftungsplan > Entwurf NGP 2021 > Hintergrunddokumente > Methodik](#)https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wisa/fachinformation/ngp/ngp-2015/hintergrund/methodik/hmwb_kuenstliche.html).

Für die als künstlich oder erheblich verändert ausgewiesenen Oberflächenwasserkörper gilt nicht – wie bei den natürlichen Gewässern – der „gute ökologische Zustand“ als Umweltziel, sondern das „gute ökologische Potential“. Künstliche und erheblich veränderte Gewässer sind vom Geltungsbereich der QZV Ökologie OG ausgenommen, wiewohl einzelne Parameter sehr wohl (z.T. zumindest als Richtwerte) für die Bewertung des guten ökologischen Potentials heranzuziehen sind. In Bezug auf die Einhaltung synthetischer und nicht synthetischer Schadstoffe gelten für erheblich veränderte und künstliche Gewässer die Umweltqualitätsnormen (UQN) der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer.

4.2 Zustandsbewertung von Oberflächenwasserkörpern

Die Zustandsbewertung eines Wasserkörpers basiert je nach Verfügbarkeit auf unterschiedlichen Datenquellen, die aus der Angabe des Bewertungstyps ersichtlich sind (siehe Tabelle 15). Wasserkörperbewertungen auf Grundlage von GZÜV-konformen Überwachungsergebnissen direkt im jeweiligen Wasserkörper werden durch

Bewertungstyp A angezeigt. Falls keine Messdaten im Wasserkörper vorliegen, wurde eine Bewertung mittels „Gruppierung-hohe Sicherheit“ (Bewertungstyp B) oder „Gruppierung-niedrige Sicherheit“ (Bewertungstyp C) vorgenommen. Dabei werden Wasserkörper mit gleichartiger diffuser oder hydromorphologischer Belastung, die im gleichen Fließgewässertyp liegen, derart gruppiert, dass jene Wasserkörper über mindestens eine Überwachungsstelle beobachtet werden, die eine Bewertung des Ausmaßes der Belastung sämtlicher betroffener Wasserkörper ermöglicht. Die Kriterien für die Auswahl der repräsentativen Wasserkörper sind in der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung, BGBl. II Nr. 479/2006 zuletzt geändert durch BGBl. II Nr. 128/2019 (GZÜV) detailliert festgelegt. Für die Auswahl dieser Wasserkörper wurden ergänzende Informationen aus Modellierungen und sonstige Überwachungsdaten (unter anderem aus Landesmessnetzen) berücksichtigt.

Tabelle 15 Beschreibung der Bewertungstypen in Abhängigkeit der Methode der Zustandsbewertung

Bewertungstyp	Beschreibung
A Messung im Wasserkörper	- Bewertung anhand von Messungen direkt im Oberflächenwasserkörper, die den Vorgaben der GZÜV entsprechen
B Gruppierung hohe Sicherheit	- keine Belastung (nach den Kriterien für sehr gut in den Qualitätszielverordnungen) = sehr guter Zustand - Kein Risiko (aber Kriterien für sehr gut nicht erfüllt) = guter Zustand - Gruppierung bei diffuser Schadstoffbelastung (schlechter chemischer Zustand) - Gruppierung bei diffuser Belastung allg. phys. chem. auf Basis Modellierung mit Messstelle im Modellierungsgebiet (mäßiger ökologischer Zustand) - Gruppierung bei stark ausgeprägter hydromorphologischer Belastung = unbefriedigender Zustand - Gruppierung anhand sonstiger Überwachungsdaten (z.B. Landesmessstellen)
C Gruppierung niedrige Sicherheit	- Gruppierung bei nicht stark ausgeprägter hydromorphologischer Belastung = mäßiger Zustand - Gruppierung bei diffuser Belastung allg. phys. chem. auf Basis Modellierung mit Messstelle aus vergleichbarem Modellierungsgebiet (mäßiger ökologischer Zustand)

Der Bewertungstyp ergibt sich aus der Sicherheit der schlechtesten Bewertung. Wenn zwei gleiche Bewertungen vorliegen, wird die höhere Sicherheitsstufe verwendet.

Bei allen Wasserkörpern, die den guten ökologischen Zustand aufgrund hydromorphologischer Belastungen verfehlen, wird geprüft, ob sie die Kriterien für erheblich veränderte Wasserkörper erfüllen. Für die Ausweisung erheblich veränderter Gewässer ist zu beachten, dass die Zielverfehlung des guten ökologischen Zustands eindeutig (über Monitoringergebnisse oder Gruppierung) nachgewiesen sein muss, um den Wasserkörper einer Prüfung nach Art. 4(3) unterziehen zu können. Ist dies der Fall (oder handelt es sich um künstliche Wasserkörper), wird anstelle des ökologischen Zustands das ökologische Potential ausgewiesen und in den Karten verzeichnet.

Sicherheit der Bewertung: Zuverlässigkeit und Genauigkeit

Die Bewertungstypen geben auch die Zuverlässigkeit und Genauigkeit (siehe dazu auch CIS-guidance document No.7 "Monitoring under the Water Framework Directive") als Kennzahlen für die Sicherheit der Bewertung wieder (Zuverlässigkeit und Genauigkeit sind statistische Kennwerte, die aus einer Stichprobe errechnet werden. Sie charakterisieren daher eigentlich die Stichprobe und nicht die Fehleranfälligkeit der Methode oder der Probennahme. Eine Abschätzung dieser Kennwerte für das GZÜV-Monitoring findet sich im Bericht GZÜV (BMLFUW 2008).

Am höchsten ist die Bewertungssicherheit bei Bewertungen nach **Bewertungstyp A**, bei denen wissenschaftlich fundierte und statistisch abgesicherte Methoden verwendet werden, die auf Basis einer entsprechend hohen Anzahl von Einzelbeobachtungen entwickelt wurden.

Bewertungstyp B umfasst Bewertungen mit immer noch relativ hoher Bewertungssicherheit, da die Bewertung auf eindeutigen und statistisch abgesicherten Zusammenhängen beruht – die Kriterien für den sehr guten und guten Zustand und auch die Kriterien für den eindeutig schlechten Zustand basieren auf einer hohen Anzahl von Einzelbeobachtungen.

Am geringsten ist die Bewertungssicherheit bei **Bewertungstyp C** – bei diesen Wasserkörpern besteht zwar ein Risiko der Zielverfehlung, es ist jedoch auch möglich, dass sie den guten Zustand erreichen. Sie werden vorsorglich als mäßig mit niedriger Sicherheit ausgewiesen, der tatsächliche Zustand muss aber durch ein Monitoring überprüft werden.

Insgesamt ist die skizzierte Bewertungsstrategie streng und folgt einem Vorsorgeprinzip. Signifikante Belastungen sollen dadurch erkannt werden. Bewertungsunsicherheiten

werden vorläufig als schlechter als gut, jedoch mit niedriger Sicherheitsstufe ausgewiesen und müssen über ein Monitoring überprüft werden. Die Angabe des Bewertungstyps soll in diesem Zusammenhang die korrekte Interpretation der Ergebnisse ermöglichen. Auch Experteneinschätzungen auf Basis von Belastungen oder sonstigen Informationen fallen in diese Kategorie.

4.3 Arbeitsschritte zur Bewertung des Chemischen Zustands

4.3.1 Chemischer Zustand inklusive ubiquitäre Schadstoffe

Zum Schutz der Gewässerorganismen (einschließlich der Anreicherung in der Nahrungskette) und der menschlichen Gesundheit werden auf EU-Ebene Umweltqualitätsnormen festgelegt. Für bioakkumulierende Stoffe wurden zum Schutz vor indirekter Wirkung über die Nahrungskette auf EU Ebene sehr niedrige Grenzwerte festgelegt. Dabei handelt es sich vielfach um Schadstoffe, die sich auf Grund ihrer Langlebigkeit über weite Strecken verteilen. Dies führt z.B. für Quecksilber oder Bromierte Diphenylether dazu, dass europaweit nahezu flächendeckend ein schlechter chemischer Zustand ausgewiesen wird. Auch in Österreich zeigen die Ergebnisse aller repräsentativen Überblicksmessstellen hierzu deutliche Überschreitungen, sodass für alle Oberflächenwasserkörper daher ein **nicht guter chemischer Gesamtzustand inklusive ubiquitäre Schadstoffe mit Bewertungstyp B ausgewiesen wird.**

4.3.2 Chemischer Zustand ohne ubiquitäre Schadstoffe

Die Bewertung unterscheidet 3 verschiedene Fälle:

a) **Zustandsbewertung aufgrund von Messdaten**

Oberflächenwasserkörper mit oder ohne Risiko, in denen Messergebnisse vorliegen, werden als gut oder nicht gut (Bewertungstyp A) bewertet. Bei einem Risiko aufgrund der Einleitung eines prioritären Stoffes muss nach den Vorgaben der WRRL der entsprechende Stoff im Oberflächenwasserkörper in jedem Fall gemessen werden. Die Bewertung erfolgt nach der Qualitätszielverordnung Chemie.

b) **Ausweisung des guten Zustandes ohne Messdaten mittels Gruppierung**

Oberflächenwasserkörper ohne Risiko, in denen keine Messergebnisse vorliegen, werden als gut (Bewertungstyp B) bewertet. Die relativ hohe Sicherheit des Bewertungstyps B ergibt sich aus den strengen Risikokriterien der Ist-Bestandsaufnahme.

c) **Gruppierung (bei diffuser Belastung)**

Oberflächenwasserkörper mit Risiko und ohne Messdaten, welche nicht die Kriterien des guten Zustands erfüllen, werden vorläufig als nicht gut bewertet. Diese Wasserkörper sollten künftig jedenfalls in ein operatives Monitoring aufgenommen werden.

Für Benzo(a)pyren, Fluoranthen und PFOS deuten die verfügbaren Messwerte darauf hin, dass die wasserbezogenen UQN, die aus den Biota-UQN über Gleichgewichtskoeffizienten abgeleitet wurden, im Vergleich zu den Biota-UQN überprotektiv sind. Die Bewertung mit den wasserbezogenen UQN führt bei diesen Stoffen zu schlechteren Ergebnissen als die Bewertung anhand der Biota-UQN. Da in der Risikoabschätzung die wasserbezogenen UQN herangezogen wurden und eine Umlegung des Risikos nach derzeitigem Wissensstand nicht eindeutig möglich ist, wurden für diese Stoffe für die Zustandsbewertung keine Gruppierungen vorgenommen, d.h. die Messergebnisse wurden nicht auf andere Wasserkörper umgelegt. Wasserkörper mit einem Risiko und keinen weiteren Messdaten, wurden bezüglich dieser Stoffe nicht bewertet. Hier gilt es mit weiteren Messprogrammen das Ausmaß der Zielverfehlung besser abzusichern.

4.4 Arbeitsschritte zur Bewertung des Ökologischen Zustands

Die Bewertung ist in Schema 1 dargestellt. Der Ökologische Zustand setzt sich zusammen aus den Ergebnissen für die:

1. Biologischen Qualitätselemente (bestehend aus Biologie hinsichtlich stofflicher Belastung und Biologie hinsichtlich hydromorphologischer Belastung)

und die

2. Ökologische Chemie (betreffend national geregelte Schadstoffe).

Für beide Teilbereiche des ökologischen Zustands ist – getrennt voneinander – das Schema 1 auszuführen. Dieses verweist auf weitere Schemata, abhängig davon ob es sich bei der Bewertung mittels Gruppierung um einen der folgenden Fälle handelt:

- Unterscheidung zwischen Sehr Gut und Gut (Schema 2)
- Vorläufige Ausweisung eines ökologischen Zustandes (Schema 3)

Die einzelnen Schemata werden in den nachfolgenden Kapiteln erläutert. Die Bewertung der ökologischen Chemie hat bei Belastung durch Punktquellen nach den Vorgaben der WRRL und des WRG 1959 jedenfalls durch Erhebungen an Messstellen in den betroffenen Oberflächenwasserkörpern zu erfolgen. Die Möglichkeit der Gruppierung gilt daher nur bei Belastung durch diffuse Einträge.

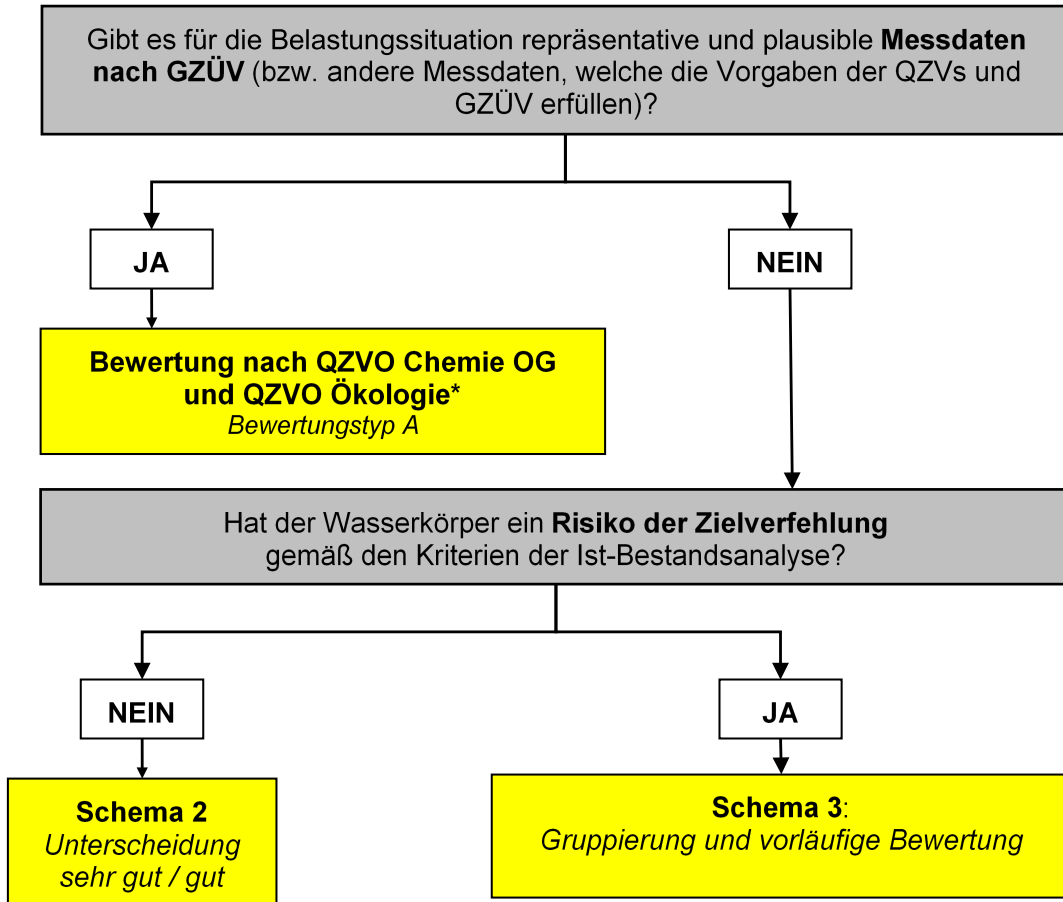
Die nachfolgenden Schemata sind für die Bewertung der biologischen Qualitätselemente (getrennt nach Biologie hinsichtlich stofflicher Belastung und Biologie hinsichtlich hydromorphologischer Belastung) und die ökologische Chemie – jeweils getrennt voneinander – auszuführen. Die notwendigen Arbeitsschritte sind anschließend erläutert. Für den ökologischen Gesamtzustand gilt das schlechteste Ergebnis (worst-case-Prinzip).

Abbildung 2 Übersicht über die Bewertung des Ökologischen Zustands

SCHEMA 1: Bewertung **Ökologischer Zustand**

separat durchzuführen für die Teilbereiche:

- **Biologie hinsichtlich stofflicher Belastung**
- **Biologie hinsichtlich hydromorphologischer Belastung**
- **Ökologische Chemie – national geregelte Schadstoffe**



*beinhaltet im sehr guten Zustand auch die Bewertung der hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Parameter

Abbildung 3 Übersicht über Unterscheidung Sehr guter – Guter Ökologischer Zustand (mittels Gruppierung)

SCHEMA 2: Unterscheidung Sehr guter – Guter Ökologischer Zustand (mittels Gruppierung)

separat durchzuführen für die Teilbereiche:

- **Biologie hinsichtlich stofflicher Belastung**
- **Biologie hinsichtlich hydromorphologischer Belastung**
- **Ökologische Chemie – national geregelte Schadstoffe**

Sind die folgenden Bedingungen sind erfüllt?

für die Beurteilung des Zustands hinsichtlich der hydromorphologischen Belastung:

- **Fließgewässer:** alle hydromorphologischen Belastungstypen sind mit keinerlei Risiko (Risikokategorie 0) bewertet
- **Seen:**
 - Menge und Dynamik der Strömung, Pegel, Verweildauer und die sich daraus ergebende Verbindung zum Grundwasser entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse
 - Tiefenprofil des Sees, Quantität und Struktur des Substrats entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse
 - Uferverbauungen haben keinen Einfluss auf die natürliche Zonierung der Wasserpflanzen. Tiefer gehende Uferverbauungen sind nur lokal wirksam.

für die Beurteilung des Zustands hinsichtlich der stofflichen Belastung:

nach QZV Chemie OG:

- Keine maßgeblichen industriellen oder gewerblichen Direkteinleitungen im EZG des OWK.
- Die gesamte im EZG des OWK eingeleitete Abwassermenge aus häuslichem und kommunalem Abwasser beträgt weniger als 2% des mittleren jährlichen Durchflusses des OWK.
- Der Anteil der Ackerflächen einschließlich der Sonderkulturen und Hackfrüchte beträgt weniger als 10% des EZG des OWK.

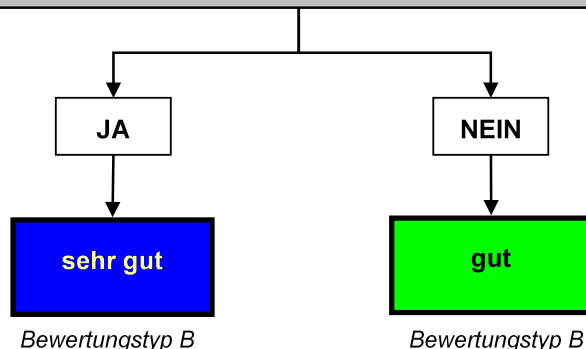
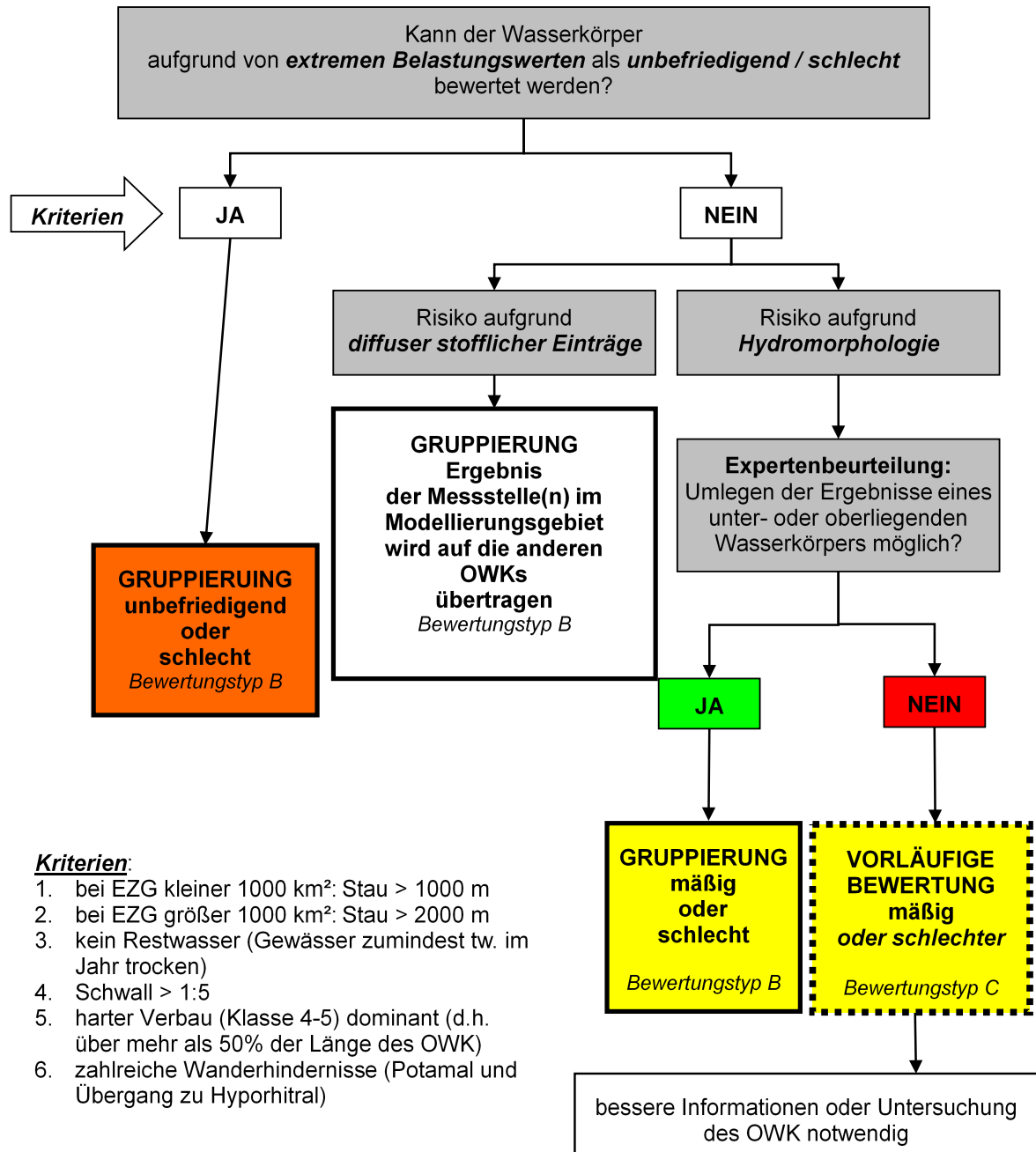


Abbildung 4 Übersicht über Gruppierung und vorläufige Bewertung

SCHEMA 3: Gruppierung und vorläufige Bewertung

separat durchzuführen für die Teilbereiche:

- **Biologie hinsichtlich stofflicher Belastung**
- **Biologie hinsichtlich hydromorphologischer Belastung**
- **Ökologische Chemie - diffuse stoffliche Einträge**



4.4.1 Bewertung der national geregelten Schadstoffe als Teil des Ökologischen Zustands

Bei der „Ökologischen Chemie – Schadstoffe“ (national geregelte Schadstoffe) wird zwischen sehr gut, gut und mäßig („nicht gut“) unterschieden. In der Bewertungstabelle im NGP sind jene Schadstoffe angeführt, für welche die Umweltqualitätsziele überschritten wurden. Die Unterscheidung zwischen gut und mäßig erfolgt mit den in der QZV Chemie OG festgelegten Umweltqualitätszielen, die Unterscheidung zwischen sehr gut und gut erfolgt mit den in § 6(2) der QZV Chemie OG festgelegten Kriterien.

Arbeitsschritte:

a) Zustandsbewertung aufgrund von Messdaten

- Basis sind Ergebnisse erhoben an Messstellen mit WRRL-konformen Methoden.
- Befinden sich mehr als eine Messstelle im OWK, so wird der schlechteste Wert verwendet („Worst Case Prinzip“).
- Die Bewertung erfolgt in den zwei Zustandsklassen gut und mäßig mit Bewertungstyp A (sehr hohe Sicherheit)

b) Ausweisung des sehr guten und guten Zustandes mittels Gruppierung

- Basis sind alle OWK ohne Risiko hinsichtlich Ökologische Chemie – Schadstoffe.
- Durch Verschneidung mit den Kriterien für den sehr guten Zustand ergeben sich die OWK mit sehr gutem Zustand mit Bewertungstyp B (hohe Sicherheit)
- Alle übrigen OWK dieser Gruppe sind gut mit Bewertungstyp B (hohe Sicherheit).

c) Gruppierung (bei diffuser Belastung)

- Die Gruppierung kommt nur bei diffuser Belastung (und nicht bei Belastung aus Punktquellen) zum Einsatz und basiert teilweise auf einer Modellierung
- Bei der Gruppierung wird das Ergebnis einer stromabwärts liegenden Messstelle auf stromaufwärts liegende OWK übertragen. Die Repräsentativität der Messstelle für diese OWK wurde bei der Messstellenauswahl berücksichtigt und sollte im Zuge der Plausibilitätsprüfung durch die Bundesländer noch einmal geprüft werden.

d) Gruppierung mit niedriger Sicherheit

- Alle OWK mit Risiko und ohne Messdaten, welche nicht mit der Ausweisung des sehr guten und guten Zustands oder mittels Gruppierung bewertet werden können (d.h. alle OWK, die durch Schritt a bis c nicht erfasst werden), werden als mäßig mit Bewertungstyp C (niedrige Sicherheit) bewertet.

4.4.2 Ökologischer Zustand – Biologie

Der ökologische Zustand – Biologie wird aus dem schlechtesten Zustand eines der biologischen Qualitätselemente ermittelt – dabei werden diese aufgeteilt in indikative Qualitätselemente für stoffliche und welche für hydromorphologische Belastung. Für jeden OWK wird eine Zustandsklasse der BQE hinsichtlich stofflicher Belastung und eine Zustandsklasse der BQE hinsichtlich hydromorphologischer Belastung errechnet. Bei Vorhandensein von Messwerten der jeweils indikativen Qualitätselemente werden diese berücksichtigt. Bei fehlenden Messwerten erfolgt die Bewertung durch Gruppierung und durch Clear Cut Kriterien.

Für die Bewertung der biologischen Qualitätselemente werden alle Zustandsbewertungen herangezogen, die in der H2O-Datenbank des Umweltbundesamtes verfügbar sind.

Wenn mehrere zeitlich getrennte Untersuchungsergebnisse (z.B. Untersuchungen in zwei aufeinanderfolgenden Jahren) vorliegen, wird das neuere Ergebnis verwendet. Diese Auswahl des gültigen Messergebnisses kann durch Expertenbeurteilung im Bundesland im Zuge einer Plausibilitätsprüfung geändert werden, da lokale Bedingungen (Hochwasser, Trockenperioden, Bauarbeiten im Fluss, etc.) dafür entscheidend sein können und nicht immer das schlechteste oder neueste Ergebnis verwendet werden kann.

4.4.2.1 Zustand der Biologischen Qualitätselemente hinsichtlich stofflicher Belastung

Die Bewertung des ökologischen Zustandes hinsichtlich stofflicher Belastung basiert auf der Ausweisung eines stofflichen Risikos bei der Ist-Bestandsanalyse, dem darauf aufbauenden operativen Monitoring, sowie der überblicksweisen Überwachung.

Arbeitsschritte:

a) Zustandsbewertung aufgrund von Messdaten

- Basis sind alle Ergebnisse der nach GZÜV für die stoffliche Belastung indikativen biologischen Qualitätselemente (MZB, Makrophyten, Phytobenthos) - erhoben an Messstellen mit WRRL-konformen Methoden.
- Befindet sich mehr als eine Messstelle im OWK, so wird der schlechteste Wert verwendet („Worst Case Prinzip“). Es wird davon ausgegangen, dass die Messstellen repräsentativ für den Zustand des Wasserkörpers sind, da sie von den Experten aus den Bundesländern ausgewählt wurden. Die Ergebnisse können aber im Zuge der Plausibilitätsprüfung durch die Bundesländer kritisch hinterfragt und geändert werden.

b) Ausweisung des sehr guten und guten Zustandes mittels Gruppierung

- Basis sind alle OWK ohne Risiko hinsichtlich stofflicher Belastung, an denen keine Messdaten vorliegen.
- Durch Verschneidung mit den Kriterien für den sehr guten Zustand (siehe auch § 6(2) der QZV Chemie OG) ergeben sich die OWK mit sehr gutem Zustand mit Bewertungstyp B (hohe Sicherheit).
- Alle übrigen OWK dieser Gruppe sind gut mit Bewertungstyp B (hohe Sicherheit).

c) Gruppierung (bei diffuser Belastung)

- Die Gruppierung kommt nur bei diffuser Belastung (und nicht bei Belastung aus Punktquellen) zum Einsatz und basiert auf einer Modellierung.
- Generell wird bei der Gruppierung das Ergebnis einer Messstelle im Modellierungsgebiet (mäßiger ökologischer Zustand) übertragen. Die Repräsentativität der Messstelle für diese OWK wurde bei der Messstellenauswahl berücksichtigt.

d) Gruppierung mit niedriger Sicherheit

- Alle OWK mit Risiko und ohne Messdaten, welche nicht mit der Ausweisung des sehr guten und guten Zustands oder mit der Gruppierung einer Messstelle im Modellierungsgebiet bewertet werden können (d.h. alle OWK, die durch Schritt a bis c nicht erfasst werden), werden als mäßig mit Bewertungstyp C (niedrige Sicherheit) bewertet.

4.4.2.2 Zustand der Biologischen Qualitätselemente hinsichtlich hydromorphologischer Belastung

- Die Bewertung des ökologischen Zustandes hinsichtlich hydromorphologischer Belastung basiert auf der Ausweisung eines hydromorphologischen Risikos bei der Ist-Bestandsanalyse, dem darauf aufbauenden operativen Monitoring, sowie der überblicksweisen Überwachung.

Arbeitsschritte

a) Zustandsbewertung aufgrund von Messdaten

- Basis sind alle Ergebnisse der nach GZÜV für die hydromorphologische Belastung indikativen biologischen Qualitätselemente - erhoben an Messstellen mit WRRL-konformen Methoden.
- Befinden sich mehr als eine Messstelle im OWK so wird der schlechteste Wert verwendet („Worst Case Prinzip“). Es wird davon ausgegangen, dass die Messstellen repräsentativ für den Zustand des Wasserkörpers sind, da sie von den Experten aus den Bundesländern ausgewählt wurden. Die Ergebnisse können aber im Zuge der Plausibilitätsprüfung durch die Bundesländer kritisch hinterfragt und geändert werden.

b) Ausweisung des sehr guten und guten Zustandes mittels Gruppierung

- Basis sind alle OWK ohne Risiko hinsichtlich hydromorphologischer Belastung, an denen keine Messdaten vorliegen.
- Eine Ausweisung als sehr gut hinsichtlich hydromorphologischer Belastung erfolgt, wenn alle hydromorphologischen Belastungstypen mit keinerlei Risiko (Risikokategorie 0) bewertet sind.
- Alle übrigen OWK dieser Gruppe (auf welche die Kriterien für sehr gut nicht zutreffen) sind als gut mit Bewertungstyp B (hohe Sicherheit) bewertet

c) Clear Cut Fälle mit Hilfe von K.O.-Kriterien

- Alle OWK mit hydromorphologischem Risiko, an denen keine Messdaten des indikativen biologischen Qualitätselements vorliegen, werden mit „Clear Cut“ – Kriterien überprüft, mit deren Hilfe OWK mit unbefriedigendem (oder schlechtem) Zustand selektiert werden. Diese Kriterien beruhen auf der Annahme, dass bei ihrem Vorhandensein jedenfalls ein unbefriedigender oder schlechterer Zustand vorliegt, da ein bedeutender Teil des OWK diesen Zustand aufweist. Im Fall von Stau oder hartem Sohlverbau ist diese Annahme gestützt durch den direkten Zusammenhang zwischen dem Verlust des Lebensraumes in seiner ursprünglichen Form und dem Zustand der Benthischen Invertebraten.
- Folgende Kriterien werden mit Hilfe von Auswertungen aus der NGP-Datenbank verwendet:
 - bei Gewässern mit EZG kleiner 1000 km²: Stau > 1000 m
 - bei Gewässern mit EZG größer 1000 km²: Stau > 2000 m
 - Schwall > 1:5 (d.h. alle OWK mit Risiko Schwall)
 - harter Verbau (Klasse 4-5) dominant (d.h. > 50% der Länge des OWK)
 - zahlreiche Wanderhindernisse (Potamal und Übergang zu Hyporhital)
 - kein Restwasser im Gewässer zumindest tw. im Jahr trocken

d) Gruppierung mit niedriger Sicherheit

- Alle OWK mit einem Risiko und nicht ausgeprägter hydromorphologischer Belastung werden als mäßig mit Bewertungstyp C bewertet.

5 Risiko- und Zustandsbeurteilung Grundwasser

5.1 Stoffliche Belastungen von Grundwasserkörpern

5.1.1 Einleitung

Die stofflichen Belastungen von Grundwasserkörpern werden unterschieden in diffuse und punktuelle Belastungen. Wie die Auswertungen der letzten beiden Nationalen Gewässerbewirtschaftungspläne 2009 und 2015 zeigten, sind es vor allem diffuse Schadstoffquellen, die zu einer flächenhaften Belastung des Grundwassers führen. Bei den diffusen stofflichen Belastungen stehen Nährstoffe und Pestizide aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung im Vordergrund.

Die Abschätzung der Belastung beruht hauptsächlich auf den Ergebnissen der Gewässerzustandsüberwachung sowie der Berechnung der Stickstoffbilanz je Grundwasserkörper. Bei den punktuellen Schadstoffquellen sind es vor allem Altlasten, die eine Gefährdung des Grundwassers darstellen. Es wird geprüft, ob gegebenenfalls durch sich ausbreitende Schadstofffahnen Risiken für Grundwasserkörper bestehen, bis 2027 nicht alle Umweltziele nach WRRL zu erreichen.

Neben den Altlasten werden für die Risikobewertung auch kommunale Kläranlagen mit indirekter Einleitung (Versickerung) in das Grundwasser herangezogen (EmRegV-OW).

Die Methodik zur Ermittlung möglicher signifikanter Belastungen ist nachfolgend näher beschrieben.

5.1.2 Belastungen durch diffuse Schadstoffquellen

5.1.2.1 Stickstoffbilanz

Die Stickstoffbilanz eines Gebietes ermittelt den Stickstoffüberschuss bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche auf regionaler Ebene und wurde beruhend auf den Bruttoeinträgen nach OECD (Eurostat/OECD Gross Nitrogen Balance Handbook, 2007) für die Jahre 2012 bis 2018 auf Gemeindeebene über den ausgewerteten Zeitraum berechnet. Die Ergebnisse wurden flächengewichtet auf alle Grundwasserkörper umgelegt.

Für die N-Bilanz nach dieser Methode werden die wesentlichen Nährstoffeinträge (Wirtschaftsdünger, Mineraldünger, N-Fixierung, Atmosphärische Deposition, Klärschlamm, Gärrückstände aus Biogasanlagen und Kompost) dem Stickstoffaustrag im Bezugsjahr durch den erzielten Pflanzenertrag gegenübergestellt. Im Vergleich zur Stickstoffbilanz 2009-2012 (NGP 2015) haben sich folgende methodische Änderungen ergeben:

- Die Berechnung erfolgte zunächst auf Gemeindeebene und wurde in einem weiteren Schritt flächengewichtet auf Grundwasserkörper aggregiert. Auf diese Weise können die zu Grunde liegenden Gemeinde-Bilanzen auch für andere regionale Darstellungen verwendet werden. Jede Gemeinde wird dabei als eine Einheit mit Wirtschaftsdüngeranfall nach Betriebsstandort und den über die Hauptbetriebsnummer zugeordneten Schlagflächen (N-Bedarf) bilanziert (für die Berechnung 2009-2012 erfolgte die Aggregation und Berechnung aller Ein- und Austräge über INSPIRE-Rasterzellen direkt auf Grundwasserkörper-Ebene, wobei der Tierbestand als GVE je ha erfasst wurde.)
- Für die Ermittlung des Wirtschaftsdüngeranfalls wurden nun nicht mehr die GVE je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche herangezogen (mit gemitteltem N-Gehalt), sondern die Stückzahlen je Tierart und Kategorie. Damit werden auch die N-Gehalte im Wirtschaftsdünger entsprechend der unterschiedlichen Tierarten gemäß den Richtlinien für die sachgerechte Düngung (SGD6 (BMLFUW 2006) und SGD7 (BMLFUW 2017) berechnet.
- Neben der INVEKOS-Tierliste wurden auch die Zahlen aus dem Veterinärinformationssystem (VIS) genutzt, welches für Schweine, Schafe und Ziegen die Tierbestände auf Gemeindeebene am komplettesten abbildet, da in der

VIS- Jahreserhebung Daten der AMA Tierliste (Teil des AMA Mehrfachantrages) mit Daten, die direkt bei Tierhaltern erhoben werden (diese stellen keinen AMA Mehrfachantrag), von der Statistik Austria zusammengeführt und verarbeitet werden. Für Geflügel gibt es seit der Agrarstrukturerhebung (Vollerhebung) 2010 der Statistik Austria keinen aktuellen, möglichst kompletten Datensatz auf Gemeindeebene, hier wurden INVEKOS-Daten verwendet, wodurch u.U. einige Mastbetriebe nicht in die Bilanzierung mit eingerechnet werden.

- Die Ertragslageneinstufung, nach der eine entsprechende Stickstoffdüngung für die Berechnung der ausgebrachten Mineraldüngermenge angenommen wird, basiert je Kulturart auf den Erträgen der jeweils vorangegangenen fünf Jahre. Die Einstufung erfolgt für die höchste Ertragslage, wenn diese im 5-Jahreszeitraum mindestens dreimal erreicht wurde.
- Die Kennwerte aus den Richtlinien für sachgerechte Düngung (Ackerbau und Grünland, Garten- und Feldgemüsebau, Weinbau, Obstbau) wurden um zusätzliche Werte des Düngerechners der LK Oberösterreich erweitert.
- Neben Klärschlamm und Kompost wurde auch Stickstoff in Biogasgülle aus Biogasanlagen in die N-Bilanz eingerechnet.
- Die Stickstoffdepositionen aus der Luft (EMEP) konnten erstmals räumlich differenziert je Gemeinde berechnet werden.
- Für Dauergrünland wurde eine Stickstofffixierung angesetzt, wobei diese mit zunehmender Intensivierung geringer ausfällt als in extensiven Nutzungen mit höherem Anteil an Leguminosen.

Die verwendeten Daten, die entsprechenden Quellen sowie die räumliche Zuordnung sind in Tabelle 16 zusammengefasst.

Tabelle 16 Datengrundlagen für die Bilanzierung, Quelle und räumliche Auflösung

Input/Output	Quelle	Auflösung räumlich
Wirtschaftsdüngeranfall	(1) INVEKOS (L005, L048)	Betrieb
	(2) Veterinärinformationssystem (VIS)	Gemeinde
Stickstoffbedarf	INVEKOS L037; und RL SGD, LK-Düngerechner, Literatur	Schlag
N-Fixierung	INVEKOS L037; Literaturwerte	Schlag
Deposition	EMEP-Daten	Raster 11x11 km
Klärschlamm	Austria's National Inventory Report 2019 (Umweltbundesamt 2019, Bundesländer Luftschadstoff-Inventur 1990-2017 (Umweltbundesamt 2019))	Bundesland
Kompost	Austria's National Inventory Report 2019 (Umweltbundesamt 2019)	national
Gärrückstände aus Biogasanlagen	Austria's National Inventory Report 2019 (Umweltbundesamt 2019)	national
Erträge (N-Entzug)	Statistik Austria	Bezirk/ Bundesland/ national

Die Austräge umfassen den Stickstoffentzug aus Erntemengen (Marktfrüchte) sowie Futterpflanzen (Ertragsdaten der Statistik Austria und Bruttoerträge für einzelne Grünlandkategorien gemäß den jährlichen Grünen Berichten, Tab. 2.1.9.4). Nicht berücksichtigt wurden N-Einträge aus Saatgut, N-Bodenmineralisierung und N-Transfer (Verbringung von Wirtschaftsdünger) über die GWK-Grenzen. Die Abfuhr von Reststoffen und Entzüge für die energetische Nutzung (Verbrennung) wurden ebenfalls nicht berücksichtigt.

Die Ermittlung der Düngemengen (N-Bedarf der Kulturarten sowie N-Anfall aus der Tierhaltung) orientierte sich an den Düngeempfehlungen in den Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW 2006, BMLFUW 2017). Die Einstufung der Ertragslage erfolgte auf Basis der Ertragsdaten der Statistik Austria: aus den jeweils vorangegangenen 5 Jahre wurde die höchsten Ertragslage ermittelt, die in 3 von 5 Jahren erreicht wurde.

Für die Berechnung des Brutto-Stickstoffüberschusses wurden die N-Bruttogehalte der Wirtschaftsdünger verwendet, also inklusive der Verluste in die Luft. Für die Ermittlung des Mineraldüngerbedarfs wurde jedoch der Stickstoffanfall aus der Tierhaltung nach Abzug der Stall-, Lager-, Ausbringungs- und Wirksamkeitsverluste berechnet. Der Mineraldüngeraufwand wurde nach Abzug der vorhandenen N-Einträge durch Wirtschaftsdünger (jahreswirksame N-Mengen) und N-Fixierung vom N-Bedarf als Differenz ermittelt.

Die Differenz der derart ermittelten Stickstoffeinträge zu den Stickstoffausträgen ergibt einen jahrestypischen N-Überschuss bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche eines Grundwasserkörpers mit dem Risiko des Eintrags in die Umwelt.

Weitere Ergebnisse und eine ausführliche Beschreibung der Berechnungen sind im Endbericht (BMLRT 2020a) zu finden.

5.1.3 Belastungen durch punktuelle Schadstoffquellen

Für die Abschätzung der stofflichen Belastungen aus Punktquellen werden Daten zu historisch kontaminierten Standorten (Altlasten) und Kläranlagen herangezogen.

5.1.3.1 Altlasten

Das ALSAG bestimmt in § 14 Kriterien zur Einstufung untersuchter Altlasten nach ihrem Gefährdungsgrad und zielt dabei u.a. auf die „festgestellte Schadstoffausbreitung und Verunreinigung sowie deren Ausmaß“ (ALSAG § 14 Abs. 1 Z 1) ab. Die Auswertung der Daten aus einzelfallspezifischen Erkundungsprojekten und der jeweiligen lokalen Grundwasserbeweissicherung erfolgt dabei nach folgenden Gesichtspunkten:

- Zur Abgrenzung von Grundwasserverunreinigungen bzw. Schadstofffahnen wird jener Bereich ermittelt, in dem die Grundwasserbeschaffenheit ausgehend von einem kontaminierten Standort signifikant verändert ist (beeinflusst oder „Schadstofffahne

im weiteren Sinn“) und bei relevanten Schadstoffen die Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1³ überschritten sind („Schadstofffahne im engeren Sinn“).

- Um das Ausmaß der Verunreinigungen einzustufen, werden die durch Altlasten verursachten Schadstofffahnen in weiterer Folge anhand der Parameter Fahnenlänge und Schadstofffracht beschrieben.
 - a) Die Fahnenlänge gibt dabei jene Fließstrecke im Abstrom einer Altlast an, für die mehr als geringfügige Schadstoffbelastungen nachgewiesen oder zu erwarten sind.
 - b) Die Schadstofffracht beschreibt, das Ausmaß des Schadstoffeintrags (Masse Schadstoff pro Tag) im nahen Abstrom der Eintragsstelle („Punktquelle“).
- Die Prognose der mittel- bis langfristigen Entwicklung von Schadstofffahnen erfolgt anhand der Auswertung der verfügbaren Beobachtungsreihen an Einzelmessstellen und einer Plausibilitätsprüfung auf Grund der Erfahrungen bei ähnlichen Schadensfällen. Bei Schadstofffahnen, für die eine Ausbreitung zu erwarten ist, wird die zukünftige Fahnenlänge abgeschätzt.

Durch die beschriebene Abgrenzung von Schadstofffahnen („im engeren Sinn“) werden in der Regel außerhalb einer Schadstofffahne die Schwellenwerte gemäß QZV Chemie GW nicht überschritten. Die beschriebene Auswertung wird außerdem ergänzt durch die Überprüfung eines möglichen räumlichen Bezugs von Schadstofffahnen zu Schutzgebieten, d.h. sowohl wasserrechtlich besonders geschützten Gebieten als auch geschützten grundwasserabhängigen terrestrischen oder aquatischen Ökosystemen (z.B. Natura 2000).

5.1.3.2 Kläranlagen

Für die Risikobewertung wurden kommunale Kläranlagen mit Versickerung des gereinigten Abwassers in das Grundwasser erhoben (EmRegV-OW).

³ Die Schwellenwerte gemäß QZV Chemie GW sind im Allgemeinen um 50 % höher als Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1 für Grundwasser (Tabellen 4 und 5).

5.2 Belastungen der Grundwasserkörper durch Entnahmen bzw. künstliche Anreicherungen

5.2.1 Allgemeine rechtliche Rahmenbedingungen

Mit § 30c WRG 1959 werden 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 elektronischen Register für Belastungen und Auswirkungen auch die Aufnahme von wasserwirtschaftlichen Daten wie z. B. entnommene Wassermengen, Verwendungszweck usw. vorgesehen.

5.2.2 Methodik zur Erhebung von Entnahmedaten bzw. der Datengrundlage

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

Entsprechend dem „Strategiepapier Grundwasserentnahmen“ (BMLFUW, 2004) sind Entnahmen aus dem Grundwasser zu erfassen und zu beschreiben, um deren Einfluss auf den mengenmäßigen Zustand beurteilen zu können. Die Nutzung von Grundwasser im Bereich von Karst- und Kluftgrundwasserkörpern erfolgt in Österreich in der Regel durch Ableitung von Quellwasser. Im Hinblick darauf, dass an Quellen nur das natürlich zu Tage tretende Grundwasser genutzt wird, und dadurch die Grundwasserspiegelverhältnisse anthropogen nicht beeinflusst werden, stellen Ableitungen des Quellwassers im Sinne der Richtlinie keine Entnahmen aus dem Grundwasser dar.

Daher werden in den folgenden Abschnitten bei den Entnahmen aus dem Grundwasser grundsätzlich Entnahmen aus Brunnen berücksichtigt und nur in Einzelfällen Entnahmen aus Quellbereichen, wenn diese durch Entnahmestollen und somit aktiv erfolgt.

Folgende Entnahmebereiche wurden für die Erhebung der Entnahmedaten herangezogen:

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

5.2.2.1 Vorgangsweise zur Abschätzung der Trinkwasserentnahmen

Für den vorliegenden Bericht wird auf die im Rahmen der vorangegangenen Ist-Bestandsanalysen 2005 und 2013 ermittelten Entnahmedaten für jeden Grundwasserkörper als Basis zurückgegriffen. Diese Entnahmedaten werden an Hand der Ergebnisse des Projektes „Wasserschatz Österreichs“ aktualisiert.

Vorgangsweise Ist-Bestandanalyse 2005:

- Auswertung von Betriebsergebnissen der Wasserwerke Österreichs 1999 (veröffentlicht von der Österreichischen Vereinigung für das Gas- und Wasserfach - Dachverband der Wasserwerke ÖVGW, 2002) und der Erhebung der Entnahmestellen dieser Wasserwerke (Erhoben von der ÖVGW 2003),
- Zuordnung dieser Entnahmestellen zu Grundwasserkörpern,
- Ermittlung der in einem Grundwasserkörper von den Betriebsergebnissen der Wasserwerke Österreichs 1999 erfassten Entnahmen (Summe der Entnahmen aus allen in einem Grundwasserkörper gelegten Entnahmestellen)
- Zuordnung der Gemeinden zu den Grundwasserkörpern,
- Ermittlung der Anzahl der Einwohner in den einem Grundwasserkörper zugeordneten Gemeinden (Volkszählung 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 erfassten Wasserwerk versorgt werden,
- Ermittlung der Verbrauchszahl in [m³] pro Jahr für Entnahmen aus dem Grundwasser in den, den in der ÖVGW Statistik ausgewiesenen Wasserwerken zugeordneten Versorgungsgebieten (Dieser Wert ergibt sich aus dem Produkt 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 Entnahmen aus dem Grundwasser in den, einem Grundwasserkörper zugeordneten Versorgungsgebieten bezogen auf die Einwohner in dem Grundwasserkörper, die durch die von der ÖVGW Statistik erfassten Wasserwerke versorgt werden),
- Ermittlung der Einwohner in den einem Grundwasserkörper zugeordneten Gemeinden, die nicht durch ein von der ÖVGW Statistik erfasstes Wasserwerk versorgt werden,
- Ermittlung der Entnahmen aus dem Grundwasser für die nicht, durch ein von der ÖVGW Statistik erfasstes Wasserwerk, versorgten Einwohner in den, einem Grundwasserkörper zugeordneten Gemeinden, und

Abschließend erfolgte die 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 erfassten Einwohner ermittelt wurden.

Vorgangswise Aktualisierung 2013

Ausgangsbasis für die Aktualisierung ist eine Abschätzung der Entnahmen für die Öffentliche Wasserversorgung und Eigenförderung von Trinkwasser einschließlich Brauchwasserentnahmen für den Wohnbereich und den Netzbezug für Industrie und Gewerbe für das Jahr 2011 für ganz Österreich erstellt durch die ÖVGW. Weiters wurden von der ÖVGW die Summe der Entnahmen der Mitgliedswasserwerke je Bundesland bereitgestellt. Auf dieser Basis werden die Grundwasserentnahmen aus der Ist-Bestandsanalyse 2005 in jedem Grundwasserkörper mit einem Steigerungsfaktor aktualisiert. Der Steigerungsfaktor wird räumlich differenziert nach Bundesländern angesetzt, der Aktualisierungsfaktor für jeden Grundwasserkörper ergibt sich aus dem Anteil des jeweiligen Grundwasserkörpers an den Bundesländern.

Vorgangsweise Aktualisierung 2020

Für den NGP 2021 wurde im Rahmen des Projektes „Wasserschatz Österreichs“ eine modellbasierte Abschätzung aller Entnahmen aus dem Grundwasser durchgeführt. Das Wasserbedarfsmodell für den Bereich der zentralen Wasserversorgung wurde anhand verfügbarer Daten der ÖVGW sowie zahlreicher Bundesländerprojekte aufgebaut und um eine ergänzende Stichprobenerhebung erweitert. Die Auswahl der Zusatzerhebungen wurde entsprechend einer Analyse existierender Datenlücken durchgeführt. Das Wasserbedarfsmodell basiert auf multiplen linearen Regressionen und ermöglicht die Abschätzung des aktuellen Wasserbedarfs je Gemeinde. Die Abschätzung enthält darüber hinaus den Wasserbedarf für die einzelversorgten Einwohner der Gemeinden sowie den Wasserbedarf für die aus der zentralen Wasserversorgung mitversorgten Industrie- und Gewerbebetriebe bzw. gegebenenfalls Landwirtschaftsbetriebe. Über die Extrapolation der für die multiplen linearen Regression verwendeten langfristig wirksamen Einflussfaktoren auf den Wasserbedarf wird der zukünftige Wasserbedarf abgeschätzt. Die Entnahmemengen der selbstversorgten Industrie-, Gewerbe- und Landwirtschaftsbetriebe sind nicht Teil des Wasserbedarfsmodells der zentralen Wasserversorgung. Diese Entnahmen werden im Zuge der Abschätzung der industriell/gewerblichen Eigenförderung (siehe 5.2.2.3) ermittelt.

In weiterer Folge wurde der Wasserbedarf jeder Gemeinde über eine Zusammenstellung der Wasserherkunft den im NGP 2021 festgelegten Grundwasserkörpern zugeordnet. Die Zuordnung basiert je nach Datenverfügbarkeit auf verschiedenen Informationsquellen: Realdaten zu den Gewinnungsmengen je Gewinnungsstelle der Wasserversorger aus den Zusatzerhebungen, Abschätzungen durch die Landesregierungen, einer früheren Erhebungen der tatsächlichen Gewinnungsmengen aus Brunnen und Quellen je Gemeinde der KPC (2006) und nötigenfalls anhand der aliquot berücksichtigten Konsensmengen der Trinkwassergewinnungen je Gemeinde aus dem Wasserbuch. Der lokale oder regionale Transport von Wasser über die Gemeindegrenzen bzw. Grundwasserkörpergrenzen erfolgte durch eine weitgehende Erhebung der Wassergewinnungen und Abgaben aller relevanten Wasserverbände und Fernversorger.

Für die Betrachtungen des NGP 2021 wurden nur aktive Wasserentnahmen (Grundwasserentnahmen mittels Brunnen oder Stollenentnahmen) berücksichtigt.

5.2.2.2 Vorgangsweise zur Abschätzung der landwirtschaftlichen Entnahmen

Zur Abschätzung des Wasserbedarfes für Bewässerungszwecke wurden verschiedene Methoden im Arbeitskreis-E Grundwasser diskutiert und verglichen. Die im Folgenden beschriebene Methode zur Ermittlung der landwirtschaftlichen Entnahmen hat sich dabei als die am besten geeignete zur Abbildung der Entnahmen für landwirtschaftliche Bewässerungszwecke herausgestellt. Einerseits werden die Daten der Agrarstrukturerhebung 2010 herangezogen und zwar die durchschnittlich bewässerten Flächen der Jahre 2008 bis 2010. Andererseits wird der Bewässerungsbedarf aus dem INVEKOS Datensatz „L061 Bewässerung“ als Berechnungsgrundlage verwendet. Dabei ist anzumerken, dass für die Berechnung des jährlichen Wasserbedarfes für Bewässerungszwecke nur bezüglich bewässerter Fläche und Flächenverteilung der Fruchtarten auf erhobene Daten zurückgegriffen werden kann. Die anderen Parameter, die in die Berechnung miteinfließen sind indirekt ermittelte Werte.

Wasserbedarf für Bewässerungszwecke

Kombination der Daten der Agrarstrukturerhebung 2010 und des INVEKOS Datensatz „L061-Bewässerung“ 2007-2009

- Ermittlung der durchschnittlich bewässerten Flächen 2008 – 2010 aus der Agrarstrukturerhebung 2010 auf Ebene der Katastralgemeinde,
- Ermittlung des schlagbezogenen Bewässerungsbedarfes aus dem INVEKOS Datensatz. Diese Daten liegen für die Jahre 2007, 2008 und 2009 vor
- Ermittlung des durchschnittlichen INVEKOS Bewässerungsbedarfes/ha/a auf Ebene der Katastralgemeinde, Mittelwert 2007 – 2009
- Ermittlung des Bewässerungsbedarfes je Katastralgemeinde (Produkt aus durchschnittlichem Bewässerungsbedarf/ha/a und durchschnittlicher Bewässerungsfläche auf Ebene der Katastralgemeinde)
- Ermittlung des Bedarfes für Bewässerungszwecke je Grundwasserkörper (anteilige Zuordnung des Bewässerungsbedarfs auf Ebene der Katastralgemeinden zu den Grundwasserkörpern, bei jenen Gruppen von Grundwasserkörpern, die als Leitertyp entweder vKLGWL oder vKAGWL aufweisen werden diese Entnahmen nicht dem Grundwasser zugerechnet)
- Ermittlung der bewässerten Flächen je Grundwasserkörper (Summe der bewässerten Flächen aller Katastralgemeinden, die innerhalb der Grenzen eines Grundwasser-körpers liegen),

Vorgangsweise Aktualisierung 2020

Ergänzend zur bisherigen Vorgangsweise wurde eine Fragebogenerhebung bei ausgewählten Inhabern von wasserrechtlichen Bewässerungsbewilligungen durchgeführt. Da die Rücklaufquote der Erhebung der geschichteten Stichprobe zu gering war, um eine Hochrechnung der Entnahmengrenzen für die Bewässerung auf Grundlage von tatsächlichen Entnahmedaten durchzuführen, wurde der Wasserbedarf für die landwirtschaftliche Bewässerung aufbauend auf den Aktualisierungsmethoden 2013 ermittelt. Als Grundlagendaten für die bewässerten Flächen wurden die auf Bundeslandebene vorliegenden Ergebnisse der Stichprobenerhebung der Agrarstrukturerhebung für 2013 und für 2016 herangezogen. Für den Bewässerungsbedarf wurden die Informationen aus dem INVEKOS Datensatz „L061 Bewässerung“ verwendet. Als Grundlage für die Ermittlung des Wasserbedarfes für die Frostberechnung wurden die bewässerbaren Obstbauflächen der Erhebung der Erwerbsobstanlagen 2017 herangezogen.

- Extrapolation der aus der Agrarstrukturerhebung 2010 auf Katastralgemeindeebene vorliegenden bewässerten und bewässerbaren Flächen auf jene auf Bundeslandebene vorliegenden Angaben zu bewässerten und bewässerbaren Flächen für 2013 und 2016. Die Extrapolation wurde unter der Annahme getätigt, dass die bewässerten Flächen innerhalb eines Bundeslandes ähnliche Entwicklungen zeigen.
- Ermittlung des schlagbezogenen Bewässerungsbedarfes aus dem INVEKOS Datensatz. Diese Daten liegen für die Jahre 2007, 2008 und 2009 vor.
- Ermittlung des durchschnittlichen INVEKOS Bewässerungsbedarfes/ha/a auf Ebene der Katastralgemeinde bzw. Gemeinde, Mittelwert 2007-2009.
- Ermittlung des Bewässerungsbedarfes je Katastralgemeinde (Produkt aus durchschnittlichem Bewässerungsbedarf/ha/a und durchschnittlicher Bewässerungsfläche auf Ebene der Katastralgemeinde).
- Ermittlung des Bedarfes für Bewässerungszwecke je Grundwasserkörper (anteilige Zuordnung des Bewässerungsbedarfs auf Ebene der Katastralgemeinden zu den Grundwasserkörpern, bei jenen Gruppen von Grundwasserkörpern, die als Leitertyp entweder vKLGWL oder vKAGWL aufweisen, werden diese Entnahmen nicht dem Grundwasser zugerechnet; ergänzend dazu wurde diese systematische Ressourcenzuordnungen bei Vorliegen von weiteren detaillierten Informationen adaptiert.
- Ermittlung des Wasserbedarfes für die Frostberechnung für die bewässerbaren Kernobstflächen je Grundwasserkörper unter der Annahme von durchschnittlich drei Frosttagen im Jahr.

- Summierung des Wasserbedarfes für Bewässerungszwecke und für Frostberegnung auf Ebene der Grundwasserkörper.
- Ermittlung der bewässerten Flächen je Grundwasserkörper (Summe der bewässerten Flächen aller Katastralgemeinden, die innerhalb der Grenzen eines Grundwasserkörpers liegen).

Für die NGP Kapitel „Klimawandel“ und „Trockenheit und Dürre“ war es darüber hinaus auch notwendig, Informationen zur Nutzung von Quellen und Oberflächengewässern für Bewässerungsbedarf und viehbezogenen Wasserbedarf zu erheben.

Wasserbedarf für die Viehhaltung

Der Wasserbedarf für die Viehhaltung wird mit der auf den in Invekos und im Veterinärinformationssystem (VIS) erhobenen Daten basierenden Methode bezüglich Viehbestand ermittelt und wurde bereits mit anderer Datengrundlage (damals basierend auf Daten der Agrarstrukturerhebung 2010) in der letzten Ist-Bestandsanalyse 2013 angewendet. Die ergänzende Stichprobenerhebung tatsächlicher Wasserbedarfsdaten für Vieh zu Plausibilisierungszwecken zeigte nur eine sehr geringe Rücklaufquote.

- Ermittlung des Viehbestandes aus Invekos und VIS auf Gemeindeebene für die Jahre 2012 bis 2018.
- Normierung des Viehbestandes auf Eurostat Großvieheinheiten (GVE).
- Ermittlung des jährlichen Wasserbedarfes für die Viehhaltung je Gemeinde (Summe der Produkte aus dem jeweiligen Wasserbedarf für die einzelnen Vieharten und der Anzahl der GVEs einer Vieharten in der Gemeinde).
- Ermittlung des jährlichen Wasserbedarfes für die Viehhaltung je Grundwasserkörper (Summe des jährlichen Wasserbedarfes für die Viehhaltung aller Gemeinden, die innerhalb der Grenzen eines Grundwasserkörpers liegen),
- Ermittlung der jährlichen Entnahmemenge aus dem Grundwasser für die Viehhaltung je Grundwasserkörper (die Entnahmemenge wird entsprechend dem Anteil der Entnahmen aus Brunnen der zentralen Wasserversorgung als Grundwasserentnahme gerechnet).
- Zusammenfassend erfolgte die Ermittlung der jährlichen landwirtschaftlichen Entnahmemenge je Grundwasserkörper (Summe der jährlichen Entnahmemenge für Bewässerungszwecke und der jährlichen Entnahmemenge für die Viehhaltung aus dem Grundwasser).

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

Unter der industriell/gewerblichen Eigenförderung ist hier der „Produzierende Bereich“ gemeint, der die Wirtschaftsabschnitte Bergbau und Gewinnung von Steinen und Erden (Abschnitt B der ÖNACE 2008), Herstellung von Waren (Abschnitt C der ÖNACE 2008), Energieversorgung (Abschnitt D der ÖNACE 2008), und Bau (Abschnitt F der ÖNACE 2008) umfasst. Aus dem Abschnitt E der ÖNACE 2008 sind Abwasser- und Abfallentsorgung und Beseitigung von Umweltverschmutzungen enthalten. Die Wasserversorgung, die dem Abschnitt E ÖNACE 2008 zugeordnet ist, wurde getrennt erfasst, siehe Kapitel ‚Vorgangsweise zur Abschätzung der Trinkwasserentnahmen‘.

Für die Ist-Bestandsanalyse im Rahmen des NGP 2021 wurde auf die im Rahmen der vergangenen Ist-Bestandsanalysen 2005 und 2013 gewonnenen Erkenntnisse bei der Ermittlung der Daten zur industriell/gewerblichen Eigenförderung zurückgegriffen.

1. Vorgangsweise Ist-Bestandsanalyse 2005:

- 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 Communaute 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.

Basierend auf diesen Arbeitsschritten erfolgte die Ermittlung der industriell/gewerblichen Entnahmen aus den einzelnen Grundwasserkörpern. Hierzu wurde auch die Expertise der zuständigen Fachabteilungen der Bundesländer eingeholt und die nach obigem Schema berechneten Entnahmedaten mit den in einzelnen Grundwasserkörpern vorhandenen Entnahmedaten abgeglichen.

2. Vorgangsweise Aktualisierung im Zuge der Ist-Bestandsanalyse 2013

Als Basis für die Aktualisierung wurden die von der Statistik Austria veröffentlichten Zahlen über die Erwerbstätigen im Sekundären Sektor auf Ebene der NUTS 3 Regionen herangezogen. Der Sekundäre Sektor umfasst die Betriebe der ÖNACE Gruppen B bis F (Gewinnung von Rohstoffen, Herstellung von Waren, Energie und Wasser, Bau). Aus den Daten für die Bezugsjahre 2000 und 2010 wurde ein %-Faktor für die Steigerung oder Abnahme der Erwerbstätigen in jeder NUTS 3 Region ermittelt. Für die Abschätzung der Entwicklung der Grundwasserentnahmen im Rahmen der industriellen und gewerblichen Eigenförderung wurde davon ausgegangen, dass sich die Entnahmen parallel zu den Erwerbstätigen im Sekundären Sektor entwickeln, d.h. dass der ermittelte %-Faktor auf die Entnahmen übertragen werden kann. Aus dem GIS-Verschnitt der NUTS 3 Regionen mit den Grundwasserkörpern und einer Flächen- und Erwerbstätigen gewichtete Zuordnung der Zu-/Abnahme der Erwerbstätigen zu den Grundwasserkörpern, wurden in der Folge die aktualisierten Werte für die Grundwasserentnahmen ermittelt.

Diese Abschätzung wurde als „auf der sicheren Seite“ liegend gesehen, da der zunehmende Einsatz von Wasser sparenden Technologien unberücksichtigt bleibt.

Vorgangsweise Aktualisierung 2020

Datengrundlage waren die von den neun Bundesländerverwaltungen bereitgestellten Tabellen der Konsensmengen mit Attributen, Daten aus Regionalstudien, Datenmeldungen von Betrieben aus der Fragebogenerhebung des Projektes „Wasserschatz Österreichs“, Meldungen der Gütereinsatzerhebung sowie Entnahmedaten aus betrieblichen Nachhaltigkeitsberichten.

Die Tabellen der Konsensmengen mit Attributen wurden aufbereitet, um die untere Grenze der bewilligten Konsensmengen für industrielle/gewerbliche Entnahmen je Grundwasserkörper zu ermitteln.

Weiters wurden aus den Tabellen (nach der Konsensmenge) größengeschichtete Stichproben gezogen. Den Konsensinhabern dieser Stichproben wurden Fragebögen übermittelt, mittels derer Entnahmemengen – gruppiert nach Herkunft und Nutzung – erhoben wurden. Da die Rücklaufquote der Fragebogenerhebung für die geplante Hochrechnung der Entnahmen aus einer geschichteten Stichprobe zu gering war, wurde die Schätzung der Entnahmen wie nachfolgend beschrieben durchgeführt.

Die untere Grenze der abgeschätzten industriellen/gewerblichen Brunnenentnahmen je Grundwasserkörper wurden aus folgenden Grundlagen ermittelt:

- Entnahmemengen die von industriellen/gewerblichen Betrieben bei der Fragebogenerhebung, in Regionalstudien und in Nachhaltigkeitsberichten gemeldet wurden.
- Für Wasserrechte, von denen nur Konsensmengen bekannt waren, wurden die Konsensmengen mit dem abgeschätzten, unteren Ausnutzungsgrad als Entnahmen angesetzt. Anmerkung: Für die Abschätzung des „unteren Ausnutzungsgrades“ der Konsensmenge wurden die Daten der Fragebogenrückmeldungen, Regionalstudien und Nachhaltigkeitsberichte herangezogen.
- Erhebung der Gütereinsatzstatistik (2018) – aggregierte Daten je Grundwasserkörper.

Die Schätzung der Entnahmen in den einzelnen Grundwasserkörpern bzw. Gruppen von Grundwasserkörpern erfolgte in Abhängigkeit der verfügbaren Daten. Das bedeutet, dass die mit Fragebogen gemeldeten Entnahmen um die Schätzung auf Grundlage der Konsense ergänzt wurden und je nach Verfügbarkeit von aggregierten Daten aus der Gütereinsatzstatistik validiert und plausibilisiert wurden.

5.2.2.4 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 Anfragen bei den Bundesländern aktualisiert. Es wurden somit alle bescheidmässig bewilligten Anlagen in Österreich mit Datenstand Jänner 2013 erfasst. Im Zuge der Erhebung der Künstlichen Grundwasseranreicherungen kam es immer wieder zu Fragen der Interpretation. Gemäß § 32 Absatz 4 WRG 1959 i.d.g.F. gilt: **Einer Bewilligung bedarf auch die künstliche Anreicherung von Grundwasser für Zwecke der öffentlichen Grundwasserbewirtschaftung (BGBl I 1997/74; BGBl I 1999/155)**. Diese Bestimmung kann für die Unterscheidung zwischen natürlicher und künstlicher Grundwasseranreicherung herangezogen werden.

5.3 Beurteilung des chemischen Zustandes und des Risikos von Grundwasserkörpern

5.3.1 Risikobeurteilung Grundwasserqualität

Die Beurteilung des Risikos, dass Grundwasserkörper den guten chemischen Zustand nicht erreichen, erfolgt grundsätzlich auf Basis der vorhandenen Daten aus dem nationalen Monitoringsystem entsprechend der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung GZÜV (BGBl. II Nr. 479/2006 idF BGBl. II Nr. 465/2010). Diese Vorgehensweise ist unter anderem auch im Einklang mit den entsprechenden EU CIS Leitdokumenten.

Für Grundwasserkörper mit Belastungen aufgrund intensiver Landwirtschaft wird eine ergänzende Risikobeurteilung aufgrund der Kombination aus Stickstoffüberschuss (>60 kgN/ha) und/oder mittlerem Jahresniederschlag (<600 mm/a) mit Berücksichtigung der Entwicklung der Ergebnisse aus der Gewässerzustandsüberwachung vorgenommen.

Für Grundwasserkörper ohne Messstellen wird die Hypothese aufgestellt, dass auf Grund der unveränderten Belastungssituation davon auszugehen ist, dass kein Risiko besteht den guten Zustand nicht zu erreichen.

Ergänzend erfolgt die Beurteilung des Risikos für Belastungen aus punktuellen Schadstoffquellen auf Basis der Informationen für historisch kontaminierte Standorte und Kläranlagen, die indirekt ins Grundwasser einleiten.

5.3.2 GZÜV-Messnetz

Die in den §§ 59c bis 59f WRG 1959 vorgesehenen Vorgaben für die Aufstellung von Überwachungsprogrammen für Oberflächengewässer und Grundwasser sind in der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (BGBl. II Nr. 479/2006 idF BGBl. II Nr. 465/2010) geregelt.

Die Überwachungsmessnetze sind entsprechend der WRRL 2000/60/EG grundsätzlich derart ausgelegt, dass diese einen kohärenten und umfassenden Überblick hinsichtlich des chemischen und mengenmäßigen Zustands erlauben. Periodisch werden sämtliche Messnetze wie vorgesehen einer Repräsentativitätsprüfung auf Basis neuester

Erkenntnisse unterzogen und bei Bedarf auch entsprechend angepasst. Ein allfälliger Messstellenwechsel ist grundsätzlich nur mit einer entsprechenden Begründung möglich und somit auch jederzeit nachvollziehbar und wird auch entsprechend dokumentiert. Ebenso werden auch die Auswirkungen auf die Datenlage untersucht.

5.3.3 Risikobeurteilung bezüglich diffuser Schadstoffquellen

Im WRG 1959 werden in § 30c die Umweltziele für Grundwasser festgelegt. Dementsprechend sind nach Abs. 2 Kriterien für die Ermittlung und Beurteilung der Messergebnisse sowie gegebenenfalls Kriterien für eine stufenweise Ausweisung unter Berücksichtigung der natürlichen Bedingungen von Grundwasserkörpern und Teilen von Grundwasserkörpern als Beobachtungs- und voraussichtliche Maßnahmenggebiete vorzugeben.

Diese genannten Kriterien wurden in der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW, BGBl II Nr. 98/2010, zuletzt geändert durch BGBl. II Nr. 248/2019) konkretisiert. Die Risikobeurteilung erfolgt entsprechend den Kriterien für die stufenweise Ausweisung von Gebieten auch unter der Einbeziehung von Trends (§ 11 QZV Chemie GW). Die nationalen Bewertungsalgorithmen stehen im Einklang mit der EU Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG.

5.3.3.1 Auswertekriterium „Beobachtungsgebiet“

Ein Grundwasserkörper ist als Beobachtungsgebiet zu bezeichnen, wenn an gleichzeitig 30% oder mehr aller beobachteten Messstellen eines Grundwasserkörpers die Beschaffenheit des Grundwassers als gefährdet einzustufen ist.

Eine Messstelle gilt dann als gefährdet, wenn das arithmetische Mittel der Jahresmittelwerte aus allen im Beurteilungszeitraum vorliegenden Beobachtungen (zumindest drei Werte) den zugehörigen Schwellenwert überschreitet. Ausgenommen davon sind Messstellen mit geogener oder sonstiger natürlicher Hintergrundbelastung.

5.3.3.2 Auswertekriterium „voraussichtliches Maßnahmengebiet“

Ein Grundwasserkörper wird als „voraussichtliches Maßnahmengebiet“ bezeichnet, wenn

- im vorgegebenen Beurteilungszeitraum (drei Jahre: 1.1.2018 bis 31.12.2020) im jeweiligen Grundwasserkörper gleichzeitig 50% oder mehr aller beobachteten Messstellen als gefährdet einzustufen sind oder
- ein signifikanter und anhaltender steigender Trend festgestellt wird und die Trendlinie den festgelegten Ausgangspunkt für die Trendumkehr überschreitet.

5.3.3.3 Auswertekriterium „Trend“

Alle im Rahmen der GZÜV gemessenen Parameter wurden für den Beobachtungszeitraum 1.1.2018 bis 31.12.2020 auf Trendentwicklung geprüft. In § 11 der QZV Chemie GW ist festgelegt, dass die Entwicklung auf signifikant und anhaltend steigende Trends zu prüfen ist, wenn an mindestens 30% der Messstellen eines Grundwasserkörpers für einen Schadstoff der zugeordnete Ausgangspunkt für eine Trendumkehr gemäß Spalte 2 der Anlage 1 zur QZV Chemie GW überschritten wird.

Entsprechend den Vorgaben in der QZV Chemie GW müssen von zumindest zwei Dritteln aller beobachteten Messstellen eines Grundwasserkörpers (aber mindestens von drei) Daten vorhanden sein. Dabei dürfen nur jene Messstellen berücksichtigt werden, für die maximal ein Wert in der Zeitreihe fehlt. Werden diese Anforderungen an die Messdaten nicht erfüllt, kann keine Trendauswertung vorgenommen werden. Die Länge der Zeitreihe für die Berechnungen richtet sich nach dem Beobachtungsintervall. Bei viertel- und halbjährlicher Beobachtung reicht eine Zeitreihe von sechs Jahren für die Auswertung aus. Liegt pro Jahr jedoch nur eine Messung vor, müssen acht Jahre zur Berechnung eines Trends berücksichtigt werden.

Die Trendberechnung im vorliegenden Bericht basiert – in Abhängigkeit von den vorliegenden Werten – auf viertel-, halbjährlich sowie ganzjährig aggregierten Daten je Grundwasserkörper. Wenn im Grundwasserkörper für einzelne Messstellen jährliche Messungen erfolgen, für andere Messstellen halbjährliche, so sind vor der räumlichen Aggregation die Messungen der halbjährlich untersuchten Messstelle zu Jahreswerten zu mitteln, damit die verschiedenen Messstellen im Grundwasserkörper bei der Trendermittlung gleich gewichtet werden.

5.3.3.4 Relevante Parameter

Für die Parameter, die für die Risikobeurteilung relevant sind, sind in der QZV Chemie GW (Anlage 1) Schwellenwerte sowie Ausgangspunkte für die Trendumkehr festgelegt. Diese werden für die Risikobeurteilung herangezogen. Nachfolgend sind in Tabelle 17 jene Parameter dargestellt, für die die Ausweisung eines Beobachtungs- oder voraussichtlichen Maßnahmensgebietes für den Beurteilungszeitraum 2018-2020 erfolgte.

Tabelle 17 Auszug relevanter Grundwasserqualitätsparameter und die entsprechenden Schwellenwerte gemäß QZV Chemie GW für die Ausweisung von Beobachtungs- und voraussichtlichen Maßnahmensgebieten

Schadstoff/ Schadstoffgruppe/ Verschmutzungsindikator	Spalte 1: Schwellenwert	Spalte 2: Ausgangspunkt für die Trendumkehr	Einheit
Nitrat	45	37,5	mg/l
Nitrit	0,09	0,075	mg/l
Ammonium	0,45	0,375	mg/l
Orthophosphat	0,30	0,225	mg/l
Chlorid	180	150	mg/l
Arsen	9	7,5	µg/l
Pestizide	0,1	0,075	µg/l
Pestizide insgesamt *	0,5	0,375	µg/l

* „Pestizide insgesamt“ bezeichnet die Summe aller einzelnen Pestizide sowie der Parameter Aldrin, Dieldrin, Heptachlor und Heptachlorepoxyd, die bestimmt wurden.

5.3.3.5 Risikokriterien für GW-abhängige aquatische und terrestrische Ökosysteme

Für grundwasserabhängige aquatische und terrestrische Ökosysteme wird vorerst die Prüfung abgewartet, ob:

- GW-abhängige terrestrische Ökosysteme (Natura 2000 Gebiete) einen ungünstigen Erhaltungszustand aufweisen
- GW-abhängige aquatische Ökosysteme mit Risiko eingestuft werden

Sollte dies der Fall sein, wird geprüft, ob diese Einstufungen (für GW-abhängige terrestrische Ökosysteme oder GW-abhängige aquatische Ökosysteme) auf Schadstoffeinträge in das Grundwasser zurück zu führen sind.

5.3.4 Risikobeurteilung bezüglich punktueller Schadstoffquellen

5.3.4.1 Risiken für Grundwasserkörper aus Altlasten

Die Beurteilung, ob sich in Österreich aus historisch kontaminierten Standorten (Altlasten) Risiken ergeben, dass bis 2021 nicht alle Umweltziele für Grundwasser (sh. WRG 1959 § 30c) erreicht werden können, wurde für alle Standorte durchgeführt, für die mit Stichtatum 31.12.2019 eine positive Gefährdungsabschätzung vorlag, die nach Bestätigung des BMK im Internet veröffentlicht ist.

Auf Grund der Erfahrungen aus den vorangegangenen Planperioden und auch auf Basis der systematischen Erfassung und Erkundung von Altlasten kann ausgeschlossen werden, dass historisch kontaminierte Standorte in Österreich zu flächenhaften stofflichen Belastungen und zu einer Verschlechterung des chemischen Zustands eines Grundwasserkörpers führen. Dementsprechend stehen für die Beurteilung die Einhaltung bzw. mögliche Risiken für folgende Umweltziele im Fokus:

- Maßnahmen zur Umkehrung signifikanter und anhaltender steigender Trends
- Einhaltung der Anforderungen in Schutzgebieten

Die Risikobeurteilung ist methodisch am Leitfaden Nr. 26 zur gemeinsamen Umsetzungsstrategie zur Wasserrahmenrichtlinie ausgerichtet. Als Datengrundlage

wurden für alle Altlasten (134 Standorte) allgemeine Angaben zu Lage, Status und Beschreibung der Schadstofffahne zusammengefasst. Beurteilt wurde, inwieweit die entsprechenden Schadstofffahnen signifikante Auswirkungen auf die Wasserqualität der Grundwasserkörper im Sinne der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW, BGBl II 2010/461, zuletzt geändert durch BGBl. II Nr. 248/2019) haben.

5.3.4.2 Kläranlagen

Für die Risikobewertung wurden alle kommunalen Kläranlagen mit Einleitung in das Grundwasser erhoben (EmRegV-OW).

5.4 Beurteilung des mengenmäßigen Zustandes und des Risikos von Grundwasserkörpern

5.4.1 Allgemeines

Entsprechend den Vorgaben der EU Wasserrahmenrichtlinie (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.

Die verfügbare Grundwasserressource ist dementsprechend 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.

Ein Risiko, dass der gute mengenmäßige Zustand eines Grundwasserkörpers nicht erreicht wird, 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.

In Österreich wird bei der Beurteilung des mengenmäßigen Zustandes und der Beurteilung des Risikos der Nichterreichung des guten mengenmäßigen Zustands zwischen

- „Einzelgrundwasserkörpern mit ausreichender Datengrundlage“
- „Einzelgrundwasserkörpern mit unzureichender Datengrundlage“
- „Gruppen von Grundwasserkörpern“ und
- „Tiefengrundwasserkörpern“

unterschieden. Für diese wurden verschiedenen Methoden zur Zustands- und Risikobewertung entwickelt.

Die Zustands- und Risikobeurteilungen für die Einzelgrundwasserkörper und die Gruppen von Grundwasserkörpern wurden vom Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, die für die Tiefengrundwasserkörper von den Ländern durchgeführt.

5.4.2 Einzelgrundwasserkörper mit ausreichender Datengrundlage

Die Charakterisierung der verfügbaren Grundwasserressource in Einzelgrundwasserkörpern mit ausreichender Datengrundlage erfolgt auf Grundlage des maßgeblichen mittleren niedrigsten Grundwasserstandes.

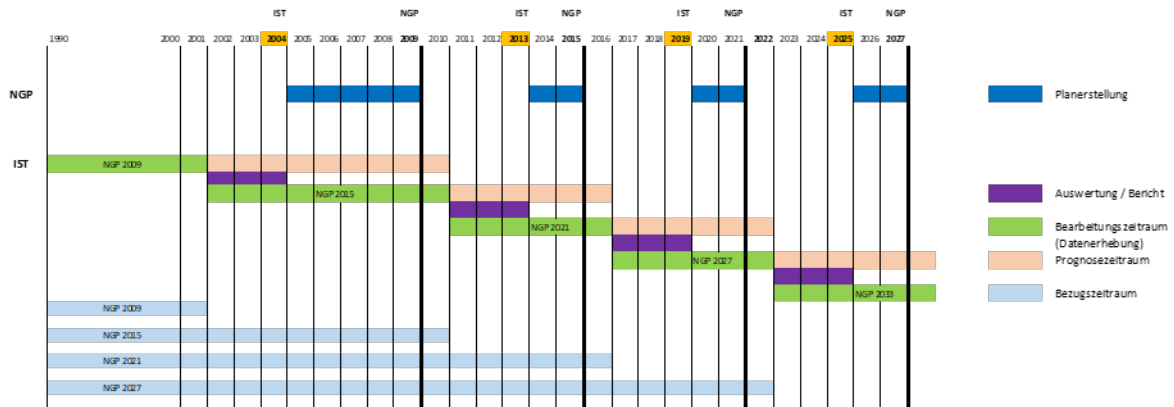
Als maßgeblich niedrig werden jene Grundwasserstände bezeichnet, die unter Berücksichtigung der Abfluss- und Qualitätsverhältnisse der mit dem Grundwasser in Verbindung stehenden Vorfluter, der mit dem Grundwasser in Verbindung stehenden Landökosysteme, sowie der Belange des quantitativen und qualitativen Grundwasserschutzes nicht unterschritten werden sollen.

5.4.2.1 Grundlagen

Definitionen der Zeiträume

Abbildung 5 Planungszyklen von NGP und Ist-Bestandsanalyse

Zeiträume der herangezogenen Daten und deren Auswertungen für Einzelporengrundwasserkörper



Bearbeitungszeitraum

Der Bearbeitungszeitraum ist jener Zeitraum, in dem Grundwasserstanddaten erhoben und für die Erfüllung der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie ausgewertet werden. Für den NGP 2021 erstreckt sich der Bearbeitungszeitraum von 2011 bis 2016.

Prognosezeitraum

Der Prognosezeitraum ist der dem Bearbeitungszeitraum folgende Zeitraum und ist identisch mit dem Bearbeitungszeitraum für die nächste Auswertung. Mittels Trendextrapolation wird die Entwicklung der Grundwasserstände für den Prognosezeitraum abgeschätzt. Er erstreckt sich für den NGP 2021 von 2017-2022.

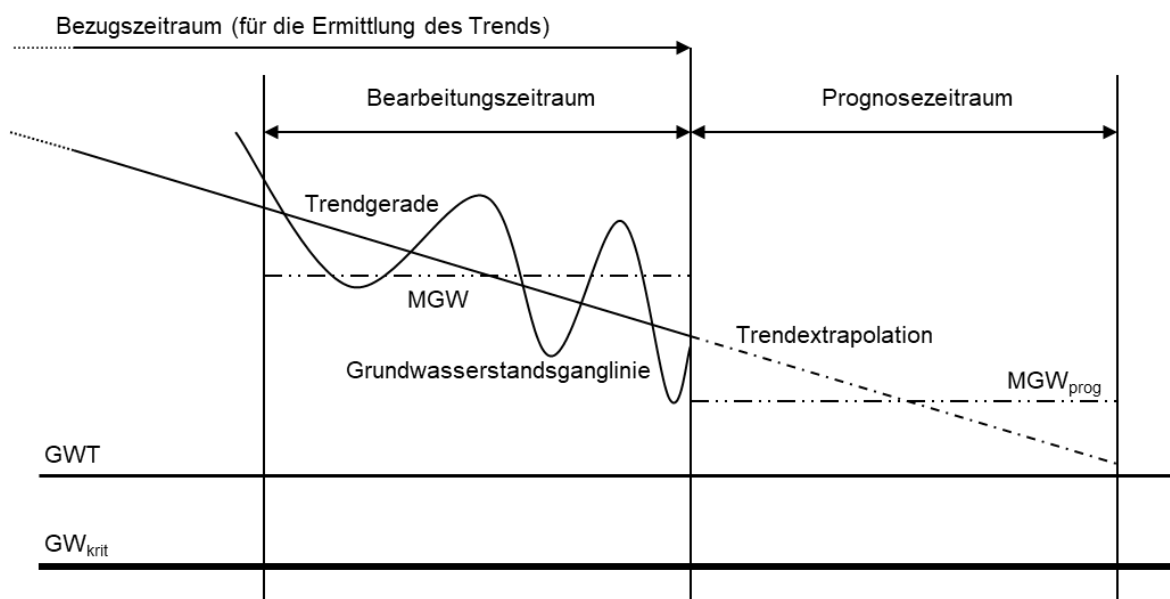
Bezugszeitraum

Der Bezugszeitraum beginnt mit dem Jahr 1990 und ist jener Zeitraum, der der Datenauswertung für die Ermittlung des maßgeblichen mittleren niedrigen Grundwasserstandes (siehe unten) und der Trendanalyse zugrunde gelegt wird. Der

Bezugszeitraum verlängert sich mit jeder Berichtslegung um den Bearbeitungszeitraum. Der Bezugszeitraum für den NGP 2021 umfasst generell den Zeitraum von 1990 bis 2016.

Es liegen nicht für alle ausgewiesenen Einzelgrundwasserkörper Daten über den gesamten Zeitraum von 1990 bis 2016 vor. Daher wird festgelegt, dass die Risikobeurteilung nach der angegebenen Methode auch bei Einzelgrundwasserkörpern angewandt werden kann, die zumindest über den Zeitraum 2007 bis 2016 beobachtet wurden.

Abbildung 6 Definitionen Grundwasserspiegellagen



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 NGP 2021 ist der Zeitraum von 2011 bis 2016.

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 anhand des linearen Trends der Grundwasserstände ermittelt. Der Prognosezeitraum für den NGP 2021 ist der Zeitraum von 2017 bis 2022.

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.

GW_{krit}: kritischer Grundwasserstand

Als kritisch werden 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.

Der kritische Grundwasserstand GW_{krit} dient somit 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).

Die Ermittlung des kritischen Grundwasserstandes ist mit einem hohen Arbeitsaufwand verbunden. Zur Vermeidung dieses Arbeitsaufwandes, wird vorerst ein maßgeblicher Grundwassertiefstand definiert, der den kritischen Grundwasserstand derart annähert, dass die verfügbare Ressource jedenfalls kleiner als die tatsächliche abgeschätzt wird.

GWT: maßgeblicher Grundwassertiefstand

Mit dem maßgeblichen Grundwassertiefstand wird der kritische Grundwasserstand in einer ersten Näherung auf der sicheren Seite abgeschätzt.

Der maßgebliche Grundwassertiefstand ist das an einer Messstelle in einem Einzelgrundwasserkörper über einen Zeitraum von 1,5 Monaten vor und 1,5 Monaten nach einem Stichtag ermittelte Mittel der gemessenen Grundwasserstände (3- Monatsmittel). Als Stichtag – Zeitpunkt des Auftretens der niedrigsten Grundwasserstände – wird jener Zeitpunkt innerhalb des Bezugszeitraumes bezeichnet, an dem das arithmetische Messstellenmittel der gemessenen Grundwasserstände aller Messstellen eines Grundwasserkörpers ein Minimum aufweist.

Ergeben die Auswertungen im Rahmen der Ist-Bestandsanalyse, dass der maßgebliche Grundwassertiefstand unterschritten wird, erfolgt eine Neufestlegung des maßgeblichen Grundwassertiefstandes nur dann, wenn

- an weniger als 60% der Messstellen der mittlere Grundwasserstand (MGW) über dem bisherigen maßgeblichen Grundwassertiefstand liegt, oder
- an weniger als 75% der beobachteten Messstellen der prognostizierte mittlere Grundwasserstand (MGW_{prog}) den für die jeweilige Messstelle den bisherigen maßgeblichen Grundwassertiefstand überschreitet.

In diesem Fall ist zunächst zu prüfen, ob auch bei diesem Grundwasserstand die für den kritischen Grundwasserstand genannten Kriterien (Ökologie, Grundwasserverhältnisse, Nutzungen und Qualität) eingehalten werden. Diese Prüfung erfolgt unter Einbeziehung der in den Ländern vorliegenden Daten und Informationen sowie unter Berücksichtigung der Ergebnisse einer Bilanzierung der erhobenen Entnahmen und der ermittelten verfügbaren Ressource in diesem Einzelgrundwasserkörper.

Ergibt die Prüfung, dass die Kriterien eingehalten werden, erfolgt die Festlegung eines neuen maßgeblichen Grundwassertiefstands, der für die durchzuführende Zustand- und Risikobeurteilung herangezogen wird. Auf diese Weise kann erreicht werden, dass die verfügbare Grundwasserressource jedenfalls kleiner als tatsächlich vorhanden abgeschätzt wird und eine Übernutzung der Grundwasserkörper ausgeschlossen werden kann.

5.4.2.2 Beurteilung des mengenmäßigen Zustandes

Der mengenmäßige Zustand eines Einzelgrundwasserkörpers mit ausreichender Datengrundlage wird auf Grundlage der Grundwasserstände, die über die eingerichteten Messstellen beobachtet werden, beurteilt. Die Prüfung, ob ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahmen und der verfügbaren Grundwasserressource besteht, erfolgt durch den Vergleich der für die einzelnen Messstellen festgelegten maßgeblichen Grundwassertiefständen (GWT) mit den an diesen Messstellen für den Bearbeitungszeitraum bestimmten arithmetischen Mittel der mittleren jährlichen Grundwasserstände (MGW).

Ein Einzelgrundwasserkörper mit ausreichender Datengrundlage befindet sich in einem guten mengenmäßigen Zustand, wenn

- an mehr als 60% der Messstellen der mittlere Grundwasserstand (MGW) über dem maßgeblichen Grundwassertiefstand (GWT) liegt, und
- die Grundwasserstände an keiner Messstelle anthropogenen Veränderungen unterliegen, die nicht mit § 30c Abs. 2 Z 4 letzter Satz WRG 1959 im Einklang stehen. Für diese Prüfung werden auch Ergebnisse aus hydrologischen Messprogrammen der Länder zur Überwachung von Natura 2000-Gebieten herangezogen.

5.4.2.3 Beurteilung des Risikos

Die Beurteilung, ob für einen Einzelgrundwasserkörper mit ausreichender Datengrundlage das Risiko besteht den guten mengenmäßigen Zustand nicht zu erreichen, wird auf Grundlage der Grundwasserstände, die über die eingerichteten Messstellen beobachtet werden, und prognostizierten Grundwasserständen durchgeführt. Die Beurteilung erfolgt durch den Vergleich der an den einzelnen Messstellen festgelegten maßgeblichen Grundwassertiefständen (GWT) mit den an diesen Messstellen für den Prognosezeitraum auf Basis einer Trendanalyse bestimmten arithmetischen Mittel der prognostizierten mittleren jährlichen Grundwasserstände (MGW_{prog}).

Ein Risiko, dass in einem Einzelgrundwasserkörper mit ausreichender Datengrundlage die Umweltziele gemäß Artikel 4 der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2027 nicht erreicht werden können, besteht dann nicht, wenn

- an mindestens 75% der beobachteten Messstellen der prognostizierte mittlere Grundwasserstand (MGWprog) den für die jeweilige Messstelle festgelegten maßgeblichen Grundwassertiefstand (GWT) überschreitet.

5.4.3 Einzelgrundwasserkörper mit unzureichender Datengrundlage

Eine unzureichende Datengrundlage in einem Einzelgrundwasserkörper liegt dann vor, wenn kein repräsentatives, über einen ausreichend langen Zeitraum beobachtetes Messnetz vorliegt (zu wenig Messstellen, zu kurze Beobachtungsreihen).

Die Charakterisierung der verfügbaren Grundwasserressource in Einzelgrundwasserkörpern mit unzureichender Datengrundlage erfolgt auf Grundlage der mittleren Grundwasserneubildung.

In einem Einzelgrundwasserkörper mit unzureichender Datenlage wird die verfügbare Grundwasserressource als ein bestimmter Anteil der Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag, Infiltration aus Oberflächengewässern und aus Randzuflüssen zu diesem Grundwasserkörper bestimmt. Der Ermittlung dieser Größen werden langjährige Mittelwerte von Oberflächengewässerpegel-, Niederschlags- und Evapotranspirationsdaten sowie Ergebnisse von Regionalstudien (z.B. Grundwassermodellen) zugrunde gelegt.

5.4.3.1 Grundlagen

Grundwasserneubildung

Bei der Ist-Bestandsanalyse 2005 wurde auf Grund der zeitlichen Vorgaben, die Auswertung ausgewählter Oberflächengewässer-Pegel zur Ermittlung der Grundwasserneubildung herangezogen. Dies ist bei Porengrundwasserkörpern mit großen Einzugsgebieten nur mit Einschränkungen möglich, weil kleinräumige Niederschlagsereignisse und die Unterströmung von Pegeln die Niederwasserführung beeinflussen. Im Vorfeld zur IBA 2013 wurden daher verfügbare Studien über die

spezifischen Verhältnisse in den Einzelgrundwasserkörpern ausgewertet (Holler 2008: Grundlagenstudie zur Quantitätsziel-Verordnung Grundwasser). Für den NGP 2021 wird die Auswertung der regionalen Daten aktualisiert.

Dabei werden vorrangig vorhandene Grundwassermodelle, Grundwasserhöufigkeitsstudien, Schutz- und Schongebietsstudien, Studien zum Einzugsbereich größerer Wassergewinnungen und dergleichen verwendet. Diese Studien stellen den besten Wissenstand zu den komplexen und in jedem Porengrundwasserkörper sehr unterschiedlichen, spezifischen Verhältnissen dar. Der Detaillierungsgrad und die Verfügbarkeit solcher Studien ist jedoch in den einzelnen Grundwasserkörpern sehr unterschiedlich (in der Regel sind die stärker genutzten Grundwasserkörper auch besser dokumentiert). Bei unzureichender Datenlage wurde auf die Auswertung von Pegel- und Klimadaten zurückgegriffen.

Für die Einzelgrundwasserkörper wurde in jedem Einzelfall die mittlere jährliche Grundwasserneubildung ermittelt, diese umfasst folgenden Teilkomponenten (sofern im Einzelfall relevant und sofern hierzu Daten vorliegen):

- Neubildung aus Niederschlag auf den Grundwasserkörper,
- Neubildung aus Infiltration aus Vorflutern und Zubringern,
- randliche Zuflüsse und unterirdische Zuflüsse aus anderen Grundwasserkörpern oder Gruppen von Grundwasserkörpern.

Die Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag wird in der Regel aus Angaben in den Regionalstudien sowie der Auswertung von Klima-, Pegel- und Bodennutzungsdaten abgeschätzt. Der oberflächliche Abfluss ist bei Einzelgrundwasserkörpern auf Grund des geringen Gefälles der Geländeoberfläche bei mehr oder minder guter Durchlässigkeit der Böden bzw. Talfüllungen in der Regel gering. In den Regionalstudien wird daher häufig die Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag der Differenz von Niederschlag abzüglich aktueller Evapotranspiration gleichgesetzt. Dies kann aber nur als Näherung betrachtet werden, da tatsächlich immer ein gewisser oberflächlicher bzw. oberflächennaher Abfluss auftreten wird, der nicht zur Grundwasserneubildung beiträgt (z.B. Oberflächenabfluss in Folge von Starkregenereignissen).

Die anderen Teilkomponenten der Grundwasserneubildung werden aus den vorhandenen Regionalstudien abgeleitet, wobei eine Plausibilitätsprüfung der Studiendaten auf Basis einfacher Bilanzierungsüberlegungen erfolgt (z.B. Vergleich der Abflüsse an

Oberflächengewässerpegeln im Bereich des Grundwasserkörpers, Wasserbilanzen für die Einzugsgebiete aus denen randliche Zuflüsse stammen, etc.).

Ermittlung der verfügbaren Grundwasserressourcen

Die Festlegung der verfügbaren Grundwasserressource erfolgt bei den Einzelgrundwasserkörpern mit unzureichender Datenlage in erster Linie auf Basis des Verhältnisses der Grundwasserneubildung (A_U) zur Niederwasserführung der maßgeblichen Grundwasservorfluter (A_O) im jeweiligen Grundwasserkörper. Die Funktion zur Ermittlung des Prozentsatzes der Grundwasserneubildung der als verfügbare Grundwasserressource angesetzt werden kann, wurde auf Basis der Auswertung ausgewählter Grundwasserkörper ermittelt (Holler 2008).

Die verfügbare Grundwasserressource berechnet sich aus der Grundwasserneubildung wie folgt:

verf. Grundwasserressource = Grundwasserneubildung * X_U [l/s od. m³/a] + Anteil randlicher Zuflüsse + Anteil der Infiltration aus Vorflutern und Zubringern

Dabei ist X_U jener Prozentanteil der Grundwasserneubildung, der als verfügbare Grundwasserressource angesetzt wird.

Unter Bedachtnahme auf die relativ großen Unsicherheiten bei den Eingangsgrößen wurde zunächst eine „konservativer Ansatz“ für die Abschätzung der verfügbaren Ressource gewählt, d.h. eine Abschätzung mit einer entsprechend hohen Sicherheit. In einer zweiten Stufe wurde ein „progressiver Ansatz“ gewählt, der unter der Voraussetzung einer sehr guten Datenlage als noch akzeptabel anzusehen ist.

Folgende Funktionen für X_U [%] wurden festgelegt:

konservativer Ansatz: $X_U = 6,3485 * \ln (A_O/A_U) + 15,127$	$X_U \text{ max} = 45\%$
progressiver Ansatz: $X_U = 11,943 * \ln (A_O/A_U) + 20,000$	$X_U \text{ max} = 75\%$

Die Eingangsgrößen für die Anwendung der Funktion sind:

A_U = Grundwasserneubildung aus Niederschlag [l/s]

A_O = Mittelwert der MoMNQ_T [l/s] (als Maß für die Niederwasserführung der Vorfluter, die mit dem Grundwasserkörper in Verbindung stehen und als Maß für deren Empfindlichkeit gegenüber reduziertem Grundwasserzustrom in Niederwasserzeiten)

Als Obergrenze für X_U wird 45% bzw. 75% festgesetzt, d.h. mit diesen Werten wird X_U begrenzt, auch wenn sich aus obigen Funktionen ein größerer Wert errechnen sollte. Diese maximalen Werte gelten auch, wenn kein Oberflächengewässer als Vorfluter vorhanden ist.

Generell wurde für jeden Grundwasserkörper die verfügbare Grundwasserressource nach dem konservativen Ansatz ermittelt. Nur sofern seitens der Bundesländer Detaildaten und Argumente vorgelegt wurden, die einen höheren Ausnutzungsgrad als zulässig erachten lassen, wurde im Einzelfall (mit entsprechender nachvollziehbarer Begründung) die verfügbare Grundwasserressource aus Niederschlag im Bereich des Grundwasserkörpers auf den Wert des progressiven Ansatzes (75%) erhöht. In begründeten Einzelfällen (z.B. Südliches Wiener Becken, Marchfeld), wurden auch höhere Werte angesetzt, wobei der Anteil der verfügbaren Ressourcen an der gesamten Grundwasserneubildung einschließlich Infiltration und randlichen Zuflüssen in allen Fällen unter 75% bleibt.

Der Anteil der Grundwasserneubildung aus Infiltration an der verfügbaren Ressource wurde in erster Linie durch die Niederwasserführung bestimmt. Bei großen Flüssen (Rhein, Inn, Donau, Untere Traun, Untere Enns, Mittlere und Untere Mur, March) führt eine Erhöhung der Infiltration durch Grundwasserentnahmen auch bei Niederwasserführung nur zu einer geringfügigen zusätzlichen Absenkung der Wasserstände im Fluss. Zusätzlich wurde die dadurch bereitgestellte Ressource auf jene Teile der Grundwasserkörper begrenzt, in denen Entnahmen auch tatsächlich durch Infiltration bereitgestellt werden können.

Bei Flüssen mit geringer Niederwasserführung und kleinen Einzugsgebieten, wurde die verfügbare Ressource für das gesamte Einzugsgebiet des Grundwasserkörpers ermittelt. Um eine doppelte Berücksichtigung der Ressourcen auszuschließen, wurden Teile der randlichen Zuflüsse von der Ressource der umgebenden Gruppe von Grundwasserkörpern abgezogen und sozusagen für den Einzelgrundwasserkörper reserviert.

5.4.3.2 Beurteilung des mengenmäßigen Zustandes

Der mengenmäßige Zustand eines Einzelgrundwasserkörpers mit unzureichender Datengrundlage wird auf Grundlage der verfügbaren Grundwasserressource und der Summe aller Entnahmen aus dem Grundwasser beurteilt. Die Prüfung, ob ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahmen und verfügbarer Grundwasserressource

besteht, erfolgt an Hand eines Quotienten aus der Summe aller Entnahmen aus dem Grundwasser und der ermittelten verfügbaren Grundwasserressource. Dabei werden die Mittelwerte der geschätzten bzw. ermittelten tatsächlichen Entnahmen aus dem Grundwasser im Bearbeitungszeitraum und nicht die Konsensmengen angesetzt.

Ein Einzelgrundwasserkörper mit unzureichender Datengrundlage befindet sich in einem guten mengenmäßigen Zustand, wenn

- die aktuelle Summe der mittleren jährlichen Entnahmemengen aus dem Grundwasser 90% der ermittelten verfügbaren Grundwasserressource nicht übersteigt, und
- die Grundwasserstände keiner anthropogenen Veränderungen unterliegen, die nicht mit § 30c Abs. 2 Z 4 letzter Satz WRG 1959 im Einklang stehen. Für diese Prüfung werden auch Ergebnisse aus hydrologischen Messprogrammen der Länder zur Überwachung von Natura 2000-Gebieten herangezogen.

5.4.3.3 Beurteilung des Risikos

Für die Beurteilung des Risikos bei Einzelgrundwasserkörpern mit unzureichender Datengrundlage wird der Quotient aus der Summe aller Entnahmen aus dem Grundwasser und der verfügbaren Grundwasserressource herangezogen.

Ein Risiko, dass in einem Einzelgrundwasserkörper mit unzureichender Datengrundlage die Umweltziele gemäß Artikel 4 der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2027 nicht erreicht werden können, besteht dann nicht, wenn

- die aktuelle Summe der mittleren jährlichen Entnahmemengen aus dem Grundwasser 75% der ermittelten verfügbaren Grundwasserressource nicht übersteigt.

5.4.4 Gruppen von Grundwasserkörpern

In Österreich liegen Daten über Grundwasserstände in den ausgewiesenen Gruppen von Grundwasserkörpern nicht in jenem Umfang vor, die es ermöglichen würden, die erforderliche Zustands- und Risikobeurteilung nach der für Einzelporengrundwasserkörper mit ausreichender Datengrundlage ermittelten Methode durchführen zu können.

Die Charakterisierung der verfügbaren Grundwasserressource in Gruppen von Grundwasserkörpern erfolgt daher auf Grundlage der mittleren Grundwasserneubildung.

In einer Gruppe von Grundwasserkörpern wird die verfügbare Grundwasserressource als ein bestimmter Anteil der Grundwasserneubildung ermittelt. Der Ermittlung werden langjährige Mittelwerte der relevanten Parameter, insbesondere Niederschlags- und Abflussdaten für die Einzugsgebiete von ausgewählten repräsentativen Oberflächengewässerpegeln, zugrunde gelegt.

5.4.4.1 Grundlagen

Für die Ist-Bestandsanalyse 2005 wurde eine „Erstabschätzung der verfügbaren Grundwasserressourcen für Gruppen von Grundwasserkörpern“ (Holler, 2004) durchgeführt. Als Basis für die Aktualisierung der Ist-Bestandsanalyse 2013 wurde eine „Detailermittlung der verfügbaren Grundwasserressourcen für Gruppen von Grundwasserkörpern“ (Holler, 2010) durchgeführt. Methodisch wurde dabei der gleiche Ansatz verwendet. 2010 erfolgte die Auswertung jedoch auf einer erheblich breiteren Datenbasis, womit die Ergebnisse auch statistischer besser abgesichert werden konnten.

Für den NGP 2021 erfolgt eine weitere Verdichtung der Datenbasis und eine verfeinerte Regionalisierung unter Verwendung der aktuellsten verfügbaren Zeitreihen. Im Wesentlichen wird dafür der bisherige methodische Ansatz beibehalten und durch die Erstellung von Wasserbilanzen ergänzt. Hierbei werden die Grundwasserneubildung und die verfügbaren Grundwasserressourcen, aus den Niederschlags- und Abflusszeitreihen ausgewählter Oberflächengewässerpegel abgeleitet. Die Basis hierfür bildet die Auswertung und Analyse der Abflusszeitreihe 1998 bis 2017 von rund 500 repräsentativen Pegeleinzugsgebieten in ganz Österreich.

Bei der Auswertung der Pegeldata für den NGP 2021 wird erstmals auch der Einfluss von Entnahmen und Rückeinleitungen berücksichtigt. Um die Grundwasserneubildung bezogen auf unbeeinflusste Abflussverhältnisse zu ermitteln, werden die gemessenen Pegelabflüsse um die Wasserentnahmen aus dem Einzugsgebiet erhöht, Einleitungen von kommunalen Kläranlagen, die die Niederwasserabflüsse maßgeblich erhöhen, werden von den gemessenen Pegelabflüssen abgezogen. Weiters werden kraftwerksbedingte Ab- und Zuleitungen sowie Gletscherabflüsse berücksichtigt.

Zur Plausibilitätsprüfung der Pegel­daten werden Wasserbilanzen erstellt. Hierfür wurden Daten der ZAMG zu Niederschlag und potentieller Evapotranspiration (Monatsmittelwerte für die Bezugszeitreihe aus dem Rasterdatensatz 1x1 km von SPARTACUS und WINFOR) sowie die Niederschlagsdaten des BMLRT Abteilung I/3 Wasserhaushalt ausgewertet. Da für den Bezugszeitraum (1998-2017) keine Daten zur aktuellen Evapotranspiration verfügbar sind, werden diese auf Basis der Modellergebnisse des hydrologischen Atlas (HAÖ) und des Winfore-Datensatzes zur potenziellen Evapotranspiration abgeschätzt. Für die ausgewählten Pegel­einzugsgebiete wurde geprüft, ob der Mittelwasserabfluss der Differenz aus Niederschlag und aktueller Evapotranspiration entspricht.

In Pegel­einzugsgebieten, in denen die auf Basis der o.g. Niederschlagsmodelle ermittelten Niederschlagssummen deutlich niedriger waren als der Gesamtabfluss aus der Wasserbilanz, wurden die Niederschlagsdaten entsprechend erhöht (die betrifft vor allem Teilbereiche des alpinen Raumes). In Einzugsgebieten, in denen der Gesamtabfluss deutlich niedriger war als die Differenz von Niederschlag und aktueller Evapotranspiration, wurde angenommen, dass nennenswerte Wassermengen versickern und unterirdisch aus dem Einzugsgebiet abströmen, sofern dies aufgrund der hydrogeologischen Situation plausibel erscheint. Durch die Berücksichtigung der Wasserbilanz war es u.a. auch möglich in Gebieten mit hohem unterirdischen Abflussanteilen, die nicht als Niederwasserabfluss an Oberflächengewässerpegeln gemessen werden können, die Grundwasserneubildung aus Niederschlag korrekter abzuschätzen (z.B. Salzach-Inn-Mattig-Gebiet). Einzugsgebiete und Zwischeneinzugsgebiete mit unplausiblen Wasserbilanzen wurden ausgeschieden. Die Übertragung der Grundwasserneubildungsraten von den Pegel­einzugsgebieten auf die Gruppen von Grundwasserkörpern erfolgte mittels Regionalisierung, basierend auf Hydrogeologie, Niederschlagsverteilung, räumlicher Verteilung und Flächenanteil am Grundwasserkörper.

Ermittlung der mittleren Grundwasserneubildung

Die mittlere Grundwasserneubildung kann mit anerkannten Verfahren aus der Niederwasserführung von mit dem Grundwasserkörper in Verbindung stehenden Vorflutern abgeschätzt werden (MoMNQ_T-Verfahren nach Wundt 1958, Kille 1970). Diesem Ansatz liegt die Vorstellung zu Grunde, dass in länger anhaltenden Trockenperioden, die Niederwasserführung im Vorfluter vorwiegend aus dem Grundwasserkörper gespeist wird. Die mittlere Grundwasserneubildung ergibt sich nach Wundt als arithmetisches Mittel der niedrigsten monatlichen Tagesabflüsse (MoNQ_T) aller

Monate einer Bezugsjahresreihe). Das Verfahren von Kille basiert auf einer grafischen Auswertung der MoNQ_T der Bezugsreihe wobei als Vereinfachung die grafische Auswertung durch die Verwendung des Medians der MoNQ_T ersetzt werden kann. Bei der Methode von Kille wird der Einfluss von einzelnen größeren Monatswerten reduziert, die zum Teil schon durch rasche Abflusskomponenten beeinflusst sind. Dadurch ergeben sich in der Regel etwas geringere Neubildungsraten als mit dem Verfahren nach Wundt, d.h. das Verfahren von Wundt überschätzt tendenzielle die Neubildung. Für die Auswertungen zum NGP 2021 wurde die Methode von Kille angewendet.

Ermittlung der verfügbaren Grundwasserressource

Die Ermittlung der verfügbaren Grundwasserressource erfolgte unter dem Gesichtspunkt, dass durch die Grundwasserentnahmen keine Beeinträchtigung der mit dem Grundwasserkörper in Verbindung stehenden Oberflächengewässer verursacht werden soll. Beeinträchtigungen durch einen reduzierten Grundwasserabfluss wären z. B. die Reduzierung der Niederwasserabflüsse oder die Verlängerung von Niederwasserperioden über ein ökologisch verträgliches Maß hinaus. Die verfügbare Ressource wird daher in Abhängigkeit von der Höhe und Variabilität der Niederwasserführung der Vorfluter bzw. der Höhe und Variabilität der Grundwasserneubildung in der jeweiligen Gruppe von Grundwasserkörpern festgelegt. Unter „Variabilität“ wird die natürliche Schwankung zwischen den Einzeljahren einer Beobachtungsreihe verstanden. Klimatisch bedingte Veränderungen des Abflussregimes in der jüngeren Vergangenheit werden durch die Verwendung der Daten des aktuellen 20-jährigen Beobachtungszeitraums berücksichtigt.

Die mittlere Grundwasserneubildung wird aus dem Median der niedrigsten monatlichen Tagesabflüsse (MoNQ_T) der Jahresreihe 1998 bis 2017 ermittelt. Als unterer Bezugswert für die Variabilität wird aus dieser Zeitreihe die jährliche Grundwasserneubildung mit einer Auftretenswahrscheinlichkeit von einmal in zehn Jahren (Tn=10) ermittelt. Diese mit statistischen Methoden (Extremwertstatistik nach Cunnane) ermittelte Größe, definiert die Grundwasserneubildung in regelmäßig auftretenden Trockenjahren sowie den grundwasserabhängigen Niederwasserabfluss in diesen Trockenjahren. Diese Größe wird im Folgenden als „GW-Neubildung Tn10“ bezeichnet.

Im NGP 2015 wurde davon ausgegangen, dass Beeinträchtigungen durch einen reduzierten Grundwasserabfluss hintangehalten werden können, wenn die durch Entnahmen aus dem Grundwasser bedingte Reduktion des Durchflusses im Vorfluter maximal 50% der Differenz zwischen der mittleren Grundwasserneubildung und der

„GW- Neubildung Tn10“ beträgt. Die nun vorliegenden umfangreichen Datensätze mit langjährigen Zeitreihenvergleichen für ausgewählte Pegelinzugsgebiete verteilt über Österreich zeigen, dass bei diesem 50%-Ansatz zwei wesentliche Aspekte nicht berücksichtigt bzw. ungenügend abgebildet werden: In Gebieten die eine hohe mittlere Grundwasserneubildung bei geringer Schwankung zwischen den Einzeljahren aufweisen, wird mit diesem Ansatz die verfügbare Ressource unterschätzt. In Gebieten in denen sich das Verhältnis von mittlerer Grundwasserneubildung zur „GW-Neubildung Tn10“ im Laufe der Zeit vergrößert, also die Trockenperioden extremer werden (z. B. bedingt durch den Klimawandel), würde dieser Ansatz zu einer rechnerischen Vergrößerung der verfügbaren Ressourcen führen. Um diese Problematik zu lösen, wurde daher für den NGP 2021 die Methode adaptiert und die verfügbare Ressource mit folgender Funktion festgelegt:

$$\text{verf.GW-Res} = \text{GW-NeuTn10} * 0,15 + \text{Mit.GW-Neu} * V * (1,40 - 0,25 * \ln(V * 100)) * 1/3$$

mit

$$V = (\text{Mit.GW-Neu} - \text{GW-NeuTn10}) / \text{Mit.GW-Neu}$$

verf.GW-Res = verfügbare Grundwasserressource

GW-NeuTn10 = jährliche GW-Neubildung mit Auftretenswahrscheinlichkeit einmal in zehn Jahren

GW-Neu = langjährige mittlere jährliche Grundwasserneubildung

Anmerkung zur Formel: Die Höhe der Niederwasserführung geht in der Formel mit 15% des TN10 Wertes in die Berechnung ein. Dadurch wird sichergestellt, dass eine klimatisch bedingte Verringerung der Grundwasserneubildung und Niederwasserführung auch eine Verringerung der verfügbaren Ressource zur Folge hat. Die Variabilität der Grundwasserneubildung bildet den zweiten Teil der verfügbaren Ressource und wird mit einem logarithmischen Korrekturfaktor ermittelt. Dabei wird angenommen, dass Gewässerökosysteme mit hoher Variabilität durch eine Verringerung der Niederwasserführung weniger beeinträchtigt werden als Gewässer mit einer geringen Variabilität.

Mit diesem Berechnungsansatz ergeben sich (individuell je nach Region bzw. Gruppe von Grundwasserkörpern) verfügbare Ressourcen in der Größenordnung von ca. 15 bis 20% der mittleren Grundwasserneubildung. Dies liegt in jener Größenordnung die gemeinhin auch in der Literatur zur nachhaltigen Grundwassernutzung als Richtwert angegeben wird. Eine Überprüfung des gewählten Rechenansatzes an Hand der Dauerlinien von Extremjahren ausgewählter Pegel wurde durchgeführt und bestätigt ebenfalls die Brauchbarkeit des Ansatzes.

Als weiterführendes Hintergrunddokument mit ausführlichen Darstellungen zu den angewendeten Methoden, mit Methodenvergleichen und Detailergebnissen, wird auf den Berichtsband zum Projekt „Wasserschatz Österreichs - Grundlagen für nachhaltige Nutzungen des Grundwassers“ des BMLRT (2021) verwiesen.

5.4.4.2 Beurteilung des mengenmäßigen Zustandes

Der mengenmäßige Zustand einer Gruppe von Grundwasserkörpern wird auf Grundlage der verfügbaren Grundwasserressource und der Summe aller Entnahmen aus dem Grundwasser beurteilt. Die Prüfung, ob ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahmen und der verfügbaren Grundwasserressource besteht, erfolgt an Hand eines Quotienten aus der Summe aller Entnahmen aus dem Grundwasser und der ermittelten verfügbaren Grundwasserressource. Dabei werden die Mittelwerte der geschätzten bzw. ermittelten tatsächlichen Entnahmen aus dem Grundwasser im Bearbeitungszeitraum und nicht die Konsensmengen angesetzt.

Eine Gruppe von Grundwasserkörpern befindet sich in einem guten mengenmäßigen Zustand, wenn

- die aktuelle Summe der mittleren jährlichen Entnahmemengen aus dem Grundwasser 90% der ermittelten verfügbaren Grundwasserressource nicht übersteigt, und
- die Grundwasserstände keinen anthropogenen Veränderungen unterliegen, die nicht mit § 30c Abs. 2 Z 4 letzter Satz WRG 1959 im Einklang stehen. Für diese Prüfung werden auch Ergebnisse aus hydrologischen Messprogrammen der Länder zur Überwachung von Natura 2000-Gebieten herangezogen.

5.4.4.3 Beurteilung des Risikos

Für die Beurteilung des Risikos bei Gruppe von Grundwasserkörpern, wird der Quotient aus der Summe aller Entnahmen aus dem Grundwasser und der verfügbaren Grundwasserressource herangezogen.

Ein Risiko, dass in einer Gruppe von Grundwasser die Umweltziele gemäß Artikel 4 der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2027 nicht erreicht werden können, besteht dann nicht, wenn

- die aktuelle Summe der mittleren jährlichen Entnahmemengen aus dem Grundwasser 75% der ermittelten verfügbaren Grundwasserressource nicht übersteigt.

5.4.5 Tiefengrundwasserkörper

In Österreich wird bei der Beschreibung von Tiefengrundwasserkörpern unterschieden zwischen:

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

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 rezenten 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,
- Brunnenergiebigkeiten 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 Zustands- und Risikobeurteilung vorgenommen werden soll, kann grundsätzlich nur dann festgelegt werden, wenn eine einheitliche Datenbasis vorhanden ist. Diese Voraussetzung ist derzeit in Österreich noch nicht im erforderlichen Maße 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.

Es kann bei den Tiefengrundwasserkörpern eine Zustands- und Risikobeurteilung wie bei den oberflächennahen Grundwasserkörpern seriöser Weise nicht im vollen Umfang durchgeführt werden, sondern lediglich eine Abschätzung betreffend den mengenmäßigen Zustand und das Risiko des Verfehlens vorgenommen werden.

Die **Abschätzung des Risikos** erfolgt in Abhängigkeit von den an ausgewählten, repräsentativen Sonden/Brunnen vorhandenen Daten durch die Länder selbst. Insbesondere werden 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 Grundwasserleiters bzw. der Grundwasserleiter).

Darüber hinaus werden die an den einzelnen Tiefengrundwasserkörpern entnommenen Gesamtwassermengen erhoben. Ist dies auf Grund der vorhandenen Datenlage nicht möglich, so werden 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 wird auch im Rahmen des vorliegenden Berichts von den Ländern eine Abschätzung des mengenmäßigen Zustandes und des Risikos einer Zielverfehlung vorgenommen.

Tiefengrundwasserkörper wurden in Österreich als Einzeltiefengrundwasserkörper oder als Gruppe von Tiefengrundwasserkörper ausgewiesen.

5.4.5.1 Einzeltiefengrundwasserkörper

Österreichweit wird ein einziger Einzeltiefengrundwasserkörper (Thermalgrundwasserkörper) ausgewiesen. Dieser ist grenzüberschreitend und befindet sich im Malmkarst des oberösterreichisch-niederbayerischen Molassebeckens.

Die Zustandsbeurteilung sowie die Risikobeurteilung dieses Einzeltiefengrundwasserkörpers wird durch das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung durchgeführt.

5.4.5.2 Gruppen von Tiefengrundwasserkörpern

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

Für die ausgewiesenen acht Gruppen von Tiefengrundwasserkörpern wird deren mengenmäßiger Zustand und das bestehende Risiko an Hand vorliegender Daten durch die Ämter der Burgenländischen, Steiermärkischen und Oberösterreichischen Landesregierung abgeschätzt.

5.4.6 Risikokriterien für vom Grundwasser abhängige aquatische und terrestrische Ökosysteme

Für grundwasserabhängige aquatische und terrestrische Ökosysteme wird geprüft, ob:

- Grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme (Natura 2000 Gebiete) einen ungünstigen Erhaltungszustand aufweisen
- Grundwasserabhängige aquatische Ökosysteme mit Risiko eingestuft werden.

Sollte dies der Fall sein, wird geprüft, ob diese Einstufungen für grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme oder aquatische Ökosysteme auf Änderungen von Grundwasserspiegellagen oder der aus dem Grundwasserkörper bzw. der Gruppe von Grundwasserkörpern entnommenen Wassermengen zurückzuführen sind. Bei Feststellung eines kausalen Zusammenhangs fließt das Ergebnis in die Zustandsbeurteilung oberflächennaher Grundwasserkörper oder Gruppen von Grundwasserkörpern ein.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Beispiel-Tabelle Risikokategorien Risiko 2021 – stoffliche Belastungen	23
Tabelle 2	Charakteristische Ablaufkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] relevanter Schadstoffe im Ablauf kommunaler Kläranlagen.....	27
Tabelle 3	Emissionsabschätzung für kommunale Kläranlagen – verwendete charakteristische Ablaufkonzentrationen (mg/l)	27
Tabelle 4	5 Schritte zur IBA für den NGP 2021 – Hydromorphologie.....	36
Tabelle 5	Auswirkungsanalyse Hydromorphologie – Beeinträchtigungskategorien.....	38
Tabelle 6	Beeinträchtigungskriterium Stau	40
Tabelle 7	Beeinträchtigungskriterium Schwall	40
Tabelle 8	Beeinträchtigungskriterium Restwasser	41
Tabelle 9	Beeinträchtigungskriterium Wanderhindernis	42
Tabelle 10	Beeinträchtigungskriterium Morphologie	42
Tabelle 11	Risikokategorien Risiko 2021 – hydromorphologische Belastungen	43
Tabelle 12	Risikokategorien Risiko 2027 – hydromorphologische Belastungen	44
Tabelle 13	Zusammenfassende Darstellung der Anzahl der aquatischen Neobiota	62
Tabelle 14	Invasive aquatische Neobiota in Österreich	62
Tabelle 15	Beschreibung der Bewertungstypen in Abhängigkeit der Methode der Zustandsbewertung.....	78
Tabelle 16	Datengrundlagen für die Bilanzierung, Quelle und räumliche Auflösung.....	94
Tabelle 17	Auszug relevanter Grundwasserqualitätsparameter und die entsprechenden Schwellenwerte gemäß QZV Chemie GW für die Ausweisung von Beobachtungs- und voraussichtlichen Maßnahmengebieten	110

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Entscheidungshilfe für die Auswahl WRRL – relevanter Natura 2000- Gebiete	18
Abbildung 2 Übersicht über die Bewertung des Ökologischen Zustands	83
Abbildung 3 Übersicht über Unterscheidung Sehr guter – Guter Ökologischer Zustand (mittels Gruppierung)	84
Abbildung 4 Übersicht über Gruppierung und vorläufige Bewertung.....	85
Abbildung 5 Planungszyklen von NGP und Ist-Bestandsanalyse.....	114
Abbildung 6 Definitionen Grundwasserspiegellagen.....	115

Literaturverzeichnis

Amann, A.; Clara, M.; Gabriel, O.; Hochedlinger, G.; Humer, F.; Kittlaus, S.; Kulcsar, S.; Scheffknecht, C.; Trautvetter, H.; Zessner, M.; Zoboli, O. (2019): STOBIMO Spurenstoffe – Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene (BMNT, 2019). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien. [BMLRT>Wasser > Wasserqualität und Gewässerschutz > Flüsse und Seen > STOBIMO Spurenstoffe – Modellierung punktförmiger und diffuser Emissionen von Spurenstoffen](#)

Amt der Tiroler Landesregierung (2013): Räumschneeeinbringung in Gewässer – Leitfaden. [Amt der Tiroler Landesregierung > Umwelt > Wasser > Gewässerökologie > Leitfaden Raeumschnee.pdf](#)

Aschwanden, H.; Kan, C. (1999): Die Abflussmenge Q347. Eine Standortbestimmung. Landeshydrologie und –geologie (Hrsg.), Hydrolog. Mitteil. Nr. 27, Eidg. Dep. des Inneren, Bern

BMLFUW (2005a): Risikoabschätzung für chemische Schadstoffe in Oberflächengewässern – Beschreibung der Bewertungsmethode.

BMLFUW (2005b): Österreichischer Bericht der Ist-Bestandsaufnahme 2004 – Methodik, Anhang – Tabellen, Zusammenfassung der Ergebnisse für Österreich. Wien.

BMLFUW (2006): Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage.

BMLFUW (2007): Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme/Methodik für Gewässer 10- 100 km².

BMLFUW (2008): Bericht GZÜV-Oberflächengewässer (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung) Umsetzung 2007-2009. Bericht über das Überwachungsprogramm für die Oberflächengewässer in Österreich nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie und des Österreichischen Wasserrechtsgesetzes.

BMLFUW (2012): Wasserrahmenrichtlinie Schutzgebiete: Konzept ausgearbeitet vom Arbeitskreis Recht – Administration – Ökonomie in Abstimmung mit dem Arbeitskreis Ökologie, Stand: 15. Oktober 2002.

BMLFUW (2013): Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme.

BMLFUW (2013): Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme/Methodik.

BMLFUW (2013): Aquatische Neobiota in Österreich – Stand 2013

BMLFUW (2017): Einteilung der Gewässer in Oberflächenwasserkörper – Methodik.

BMLFUW (2017): Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 7. Auflage. BMLRT>Land > Produktion und Märkte > Pflanzliche Produktion > Boden und Düngung > Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz

BMLRT (2021): Wasserschatz Österreichs - Grundlagen für nachhaltige Nutzungen des Grundwassers

Clara, M.; Denner, M.; Ganz, O.; Scharf, S.; Winhofer, G.; Zessner, M. (2009): Emissionen organischer und anorganischer Stoffe aus kommunalen Kläranlagen (UBA 2009)

Clara, M.; Lenz, K.; Spira, Y.; Weiß, S.; Piberhofer, B.; Minniberger, G. (2017): Emissionen ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe aus kommunalen Kläranlagen (BMLFUW (2017). Im Auftrag des BMLFUW BMLRT>Wasser > Wasserqualität und Gewässerschutz > Abwasserreinigung > Emissionen ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe aus kommunalen Kläranlagen<https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/abwasserreinigung/Emissionen-ausgew-hlter-priorit-rer-und-sonstiger-Stoffe.html>

Essl, F. & Rabitsch, W. (2002): Neobiota in Österreich, Umweltbundesamt, Wien, 432 pp

Gabriel, O.; Kovacs, A.; Thaler, S.; Zessner, M.; Hochedlinger, G.; Schilling, C.; Windhofer, G. (2011): Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene (STOBIMO-Nährstoffe) (UBA/TU, 2011). Im Auftrag des BMLFUW [BMLRT > Wasser > Wasserqualität > Flüsse und Seen > Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene \(STOBIMO-Nährstoffe\)](#)

Halasi-Kovács, B., Antal, L. & S.A. Nagy (2011): First record of a Ponto-caspian Knipowitschia species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybum*, 35(3), p. 257-258.

Holler, C. (2000): Nutzbares Grundwasserdargebot Niederösterreich.- Studie im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft, St. Pölten)

Holler, C. (2004): Erstabschätzung der verfügbaren Grundwasserressourcen für Gruppen von Grundwasserkörpern

Holler, C. (2008): Grundlagenstudie zur Quantitätsziel-Verordnung Grundwasser

Holler, C. (2010): Detaillermittlung der verfügbaren Grundwasserressourcen für Gruppen von Grundwasserkörpern gem. EU-WRRL. BMLFUW. Wien.

Kille, K. (1970): Das Verfahren MoMNO, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse, Z. dt. geol. Ges., Sonderh. Hydrogeol. Hydrogeochem., Hannover, 89-95.

Land Salzburg (2011): Leitfaden für das wasserrechtliche Behördenverfahren von Beschneigungsanlagen, Band 1 und Band 2. Download unter [Land Salzburg > Themen > Wasser > Nutzung > Beschneigungsanlagen > Leitfaden Beschneigungsanlage](#)

Mikschi, H. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W.: Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 214-221.

Murer, E. (2003): Abschätzung des Nitratrückhaltevermögens der landwirtschaftlich genutzten Böden Österreichs. – Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft Wien, 19, 70-79.

Liedermann, M; Tritthart, M; Gmeiner, P; Hinterleitner, M; Schludermann, E; Keckeis, H; Habersack, H. (2014): Typification of vessel-induced waves and their interaction with different bank types, including management implications for river restoration projects. HYDROBIOLOGIA. 2014; 729(1): 17-31.

Nehring S., Essl F., Klingenstein F., Nowack C., Rabitsch W., Stöhr O., Wiesner C. und C. Wolter (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skriptum 285. 189 Seiten

Ratschan, C., Mühlbauer, M und Zauner, G. (2012): Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf Jungfische: Sog und Schwall, Drift und Habitatnutzung; Rekrutierung von Fischbeständen in der Donau, Österreichs Fischerei Jahrgang 65/2012 Seite 50–74

Schiemer, F., Bartl, E., Hirzinger, V., Weissenbacher, T. & Zornig, H. (2004): Der Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlages auf die Entwicklung der Fischfauna der Donau. Studie im Auftrag d. Fischereirevierversband II – Korneuburg. 68 S.

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.

UBA (2018): Ist-Bestandsanalyse 2018-Stoffliche Belastungen in Oberflächengewässern, Auswirkungsanalyse Punktquellen.

Warstat, M. (1985): Auswertung von Bodenkarten bezüglich der Nitrataustragsgefährdung von Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 43/II, 1009-1014.

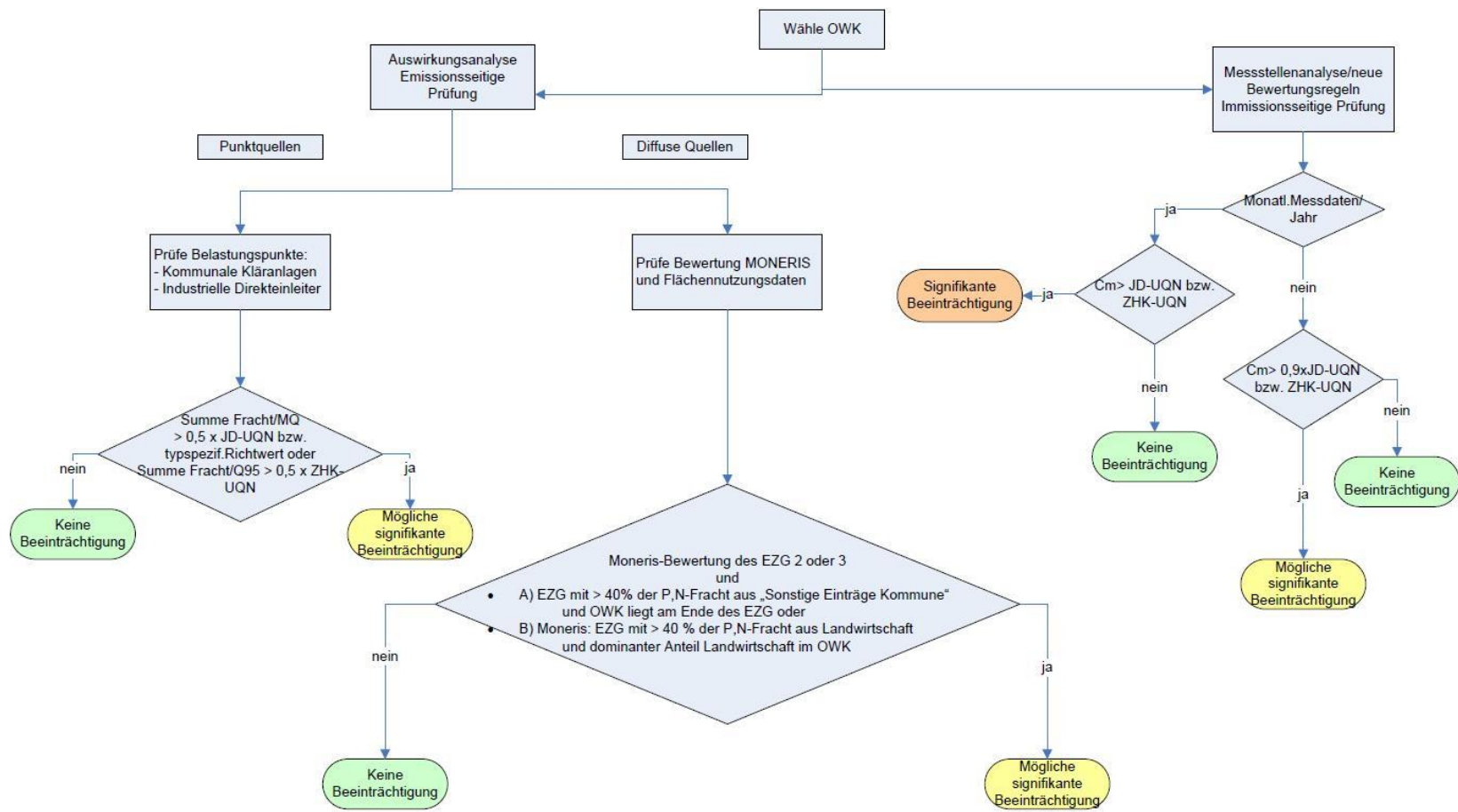
Wundt, W. (1958): Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: Graumann R. (Hrsg.): Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. Forschungen zu deutschen Landeskunde, Band 105, Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde Remagen/Rhein, S. 47-54.

6 Anlagen

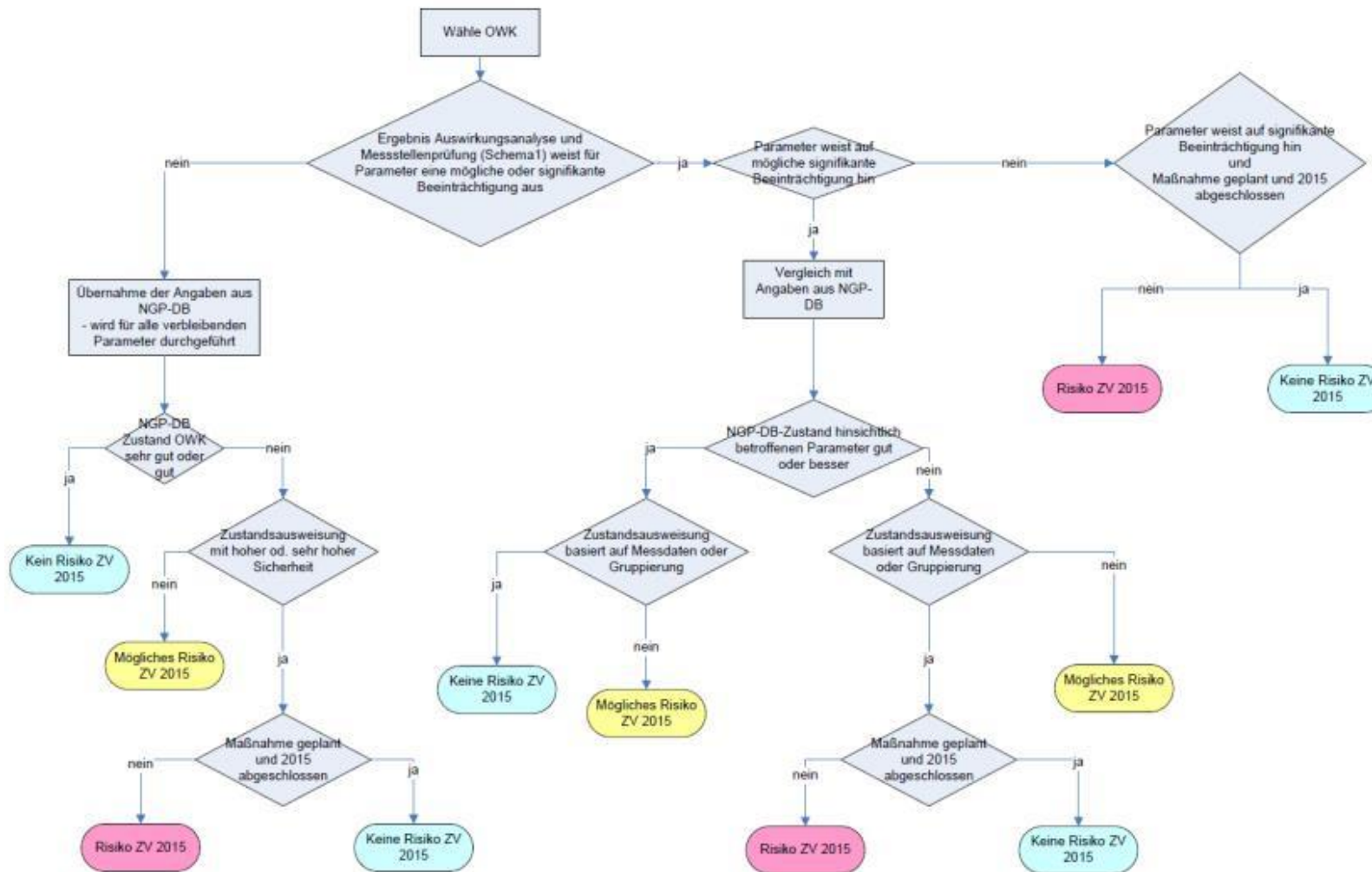
- Anlage 1 Schema zur Bewertung der signifikanten Beeinträchtigung
(Auswirkungsanalyse und Bewertung von Messstellen)

- Anlage 2 Risiko der Zielverfehlung 2015 bzw. 2021 - Umlegung der Ergebnisse der
Auswirkungsanalyse und Neubewertung von Messstellen (gem. Anlage 1)
unter Berücksichtigung der Angaben im NGP

Anlage 1 Schema zur Bewertung der signifikanten Beeinträchtigung (Auswirkungsanalyse und Bewertung von Messstellen) (Zahlen aus IBA 2013 – Anwendung bei IBA 2019 erfolgte entsprechend)



Anlage 2 Risiko der Zielverfehlung 2021 bzw. 2027 - Umlegung der Ergebnisse der Auswirkungsanalyse und Neubewertung von Messstellen (gem. Anlage 1) unter Berücksichtigung der Angaben im NGP (Zahlen aus IBA 2013 – Anwendung bei IBA 2019 erfolgte entsprechend)



Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus

Stubenring 1, 1010 Wien

bmlrt.gv.at