

GEMEINSAME UMSETZUNGSSTRATEGIE ZUR WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000/60/EG)

Leitfaden Nr. 18

LEITFADEN ZUR BEURTEILUNG VON
ZUSTAND UND TREND IM GRUNDWASSER

übersetzte Fassung des Originaldokuments
Guidance Document No. 18

GUIDANCE ON GROUNDWATER STATUS
AND TREND ASSESSMENT

Projektleitung

Andreas Scheidleder

Übersetzung

Bettina Jaki-Dresel (im Auftrag des Umweltbundesamtes)

Lektorat & Layout

Andreas Scheidleder

Johannes Grath

Elisabeth Stadler

Maria Deweis

Lisa Riss

Die Verantwortung für die deutsche Übersetzung liegt zur Gänze beim Umweltbundesamt.

Die Übersetzung wurde zu gleichen Teilen vom Umweltbundesamt und vom Lebensministerium finanziert.

11. Abrufung von Teilleistungen Rahmenvertrag Wasserdaten 2007–2009

Geschäftszahl: BMLFUW-UW.3.1.4/0025-VII/1/2009

Interne Projekt- und Auftragszahl des Umweltbundesamtes

PN 2854 / A7877

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

GEMEINSAME UMSETZUNGSSTRATEGIE ZUR WASSERRAHMEN- RICHTLINIE (2000/60/EC)

Leitfaden Nr. 18

LEITFADEN ZUR BEURTEILUNG VON ZUSTAND UND TREND IM GRUNDWASSER

Haftungsausschluss:

Dieses Fachdokument wurde im Zuge eines gemeinschaftlichen Programms in Zusammenarbeit mit der Europäischen Kommission, allen Mitgliedstaaten, den Beitrittsstaaten, Norwegen sowie anderen beteiligten Interessensgruppen und Nichtregierungsorganisationen entwickelt. Ziel des Dokumentes ist es, eine mit allen Teilnehmern abgestimmte, informelle, einvernehmliche Position über eine bestmögliche Vorgangsweise zu bieten. Das Dokument vertritt jedoch nicht notwendigerweise die offizielle, formelle Position der Teilnehmer. Daher stellen die in diesem Dokument ausgedrückten Ansichten nicht unbedingt die Ansichten der Europäischen Kommission dar.

Englische Originalfassung:

**Guidance Document No. 18. Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment.
Technical Report - 2009 - 026**

Copyright für die englische Originalfassung: Europäische Gemeinschaften, 2009

Deutsche Fassung:

Copyright für die deutsche Fassung: Umweltbundesamt und Lebensministerium, Wien, 2009.
Die Verantwortung für die deutsche Übersetzung liegt zur Gänze beim Umweltbundesamt.
Die Übersetzung wurde zu gleichen Teilen vom Umweltbundesamt und vom Lebensministerium finanziert.

Nachdruck mit Quellenangabe gestattet.

Zahlreiche weitere Informationen zur Europäischen Union sind verfügbar über Internet:
<http://ec.europa.eu>.

VORWORT

Die Wasserdirektoren der Europäischen Union (EU), der Beitrittsländer, der Beitrittskandidaten und der EFTA-Länder haben eine gemeinsame Strategie zur Unterstützung der Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG „zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (Wasserrahmenrichtlinie) entwickelt (Common Implementation Strategy, CIS). Das wesentliche Ziel dieser Strategie ist es, eine schlüssige, einheitliche und harmonische Umsetzung der Richtlinie zu ermöglichen. Der Schwerpunkt liegt auf methodologischen Fragestellungen in Zusammenhang mit einem allgemeinen Verständnis der technischen und wissenschaftlichen Folgen der Wasserrahmenrichtlinie.

Eines der Ziele der Strategie liegt insbesondere in der Entwicklung rechtlich nicht verbindlicher und praktischer Leitfäden zu verschiedenen fachlichen und technischen Themenbereichen der Richtlinie. Diese Leitfäden richten sich an jene Experten, welche die Wasserrahmenrichtlinie in Flusseinzugsgebieten direkt oder indirekt umsetzen. Struktur, Präsentation und Terminologie sind daher auf die Bedürfnisse dieser Experten abgestimmt und auf eine formale, legalistische Sprache wurde wo immer möglich verzichtet.

Im Zusammenhang mit der oben genannten Strategie wurden mehrere Leitfäden mit direkter Relevanz für das Thema Grundwasser entwickelt und von den Wasserdirektoren bestätigt. Sie bieten Mitgliedstaaten Leitlinien z.B. bei der Identifikation von Wasserkörpern (CIS-Leitfaden Nr. 2), der Analyse von Belastungen und Auswirkungen (CIS-Leitfaden Nr. 3), Monitoring (CIS-Leitfaden Nr. 7) etc. im breiten Zusammenhang der Entwicklung von integrierten Bewirtschaftungsplänen für Flusseinzugsgebiete, wie in der WRRL verlangt.

In der Folge und im Zusammenhang mit der neuen, unter Artikel 17 der Wasserrahmenrichtlinie entwickelten Grundwasserrichtlinie (2006/118/EG) haben Mitgliedstaaten dem Bedürfnis Ausdruck verliehen, ein breites Spektrum an Themen zu klären, weshalb in Ergänzung der bereits existierenden neue Leitfäden erstellt wurden, die sich auf sowohl in der WRRL wie auch in der Grundwasserrichtlinie enthaltene Aspekte konzentrieren, nämlich Grundwasser-Monitoring (CIS-Leitfaden Nr. 15), Grundwasser in Trinkwasserschutzgebieten (CIS-Leitfaden Nr. 16) und Verhinderung oder Begrenzung direkter und indirekter Schadstoffeinträge (CIS-Leitfaden Nr. 17). In Ergänzung dieser drei Leitfäden beschloss man, Empfehlungen zur Beurteilung des Zustands des Grundwassers und zur Trendermittlung zu erstellen. Sie basieren auf den im Projekt BRIDGE (Background Criteria for the Identification of Groundwater Threshold Values) gewonnenen Erfahrungen und Erkenntnissen, das im Rahmen des 6. Rahmenprogramms finanziert wurde und dem „Technischen Bericht zu Statistischen Aspekten der Identifizierung von Grundwasserverschmutzungstrends und der Aggregation von Monitoring-Ergebnissen (Technischer Report Nr. 1; 2001). Zum Zweck der Erstellung wurde eine informelle Unterarbeitsgruppe unter dem Schirm der CIS-Arbeitsgruppe „Grundwasser“ (WG C) gegründet. Diese Unterarbeitsgruppe wurde von Österreich, Frankreich, dem Vereinigten Königreich und EuroGeoSurveys koordiniert und umfasste eine Reihe von Experten anderer Mitgliedstaaten wie auch von Organisationen verschiedener Interessensgruppen.

Der vorliegende Leitfaden ist das Ergebnis dieser Unterarbeitsgruppe. Er enthält die Synthese der Ergebnisse von Diskussionen, die seit Dezember 2006 stattgefunden haben. Der Leitfaden baut auf den Beiträgen und dem Feedback einer Reihe von Experten und Interessensgruppen auf, die am Prozess seiner Erstellung in Meetings, Workshops, Konferenzen, und durch elektronische Medien involviert waren, ohne diese in irgendeiner Weise an diesen Inhalt zu binden.

„Wir, die Wasserdirektoren der Europäischen Union, Norwegens, der Schweiz und der Länder, die sich um einen Beitritt zur Europäischen Union bewerben, haben diesen Leitfaden im Zuge unseres informellen Treffens während der französischen Präsidentschaft in Paris (24.–25. November 2008) geprüft und befürwortet. Wir möchten den Teilnehmern an der Arbeitsgruppe C und insbesondere den Leitern der Unterarbeitsgruppe für das Zustandekommen dieses hochwertigen Dokuments danken.

Wir sind fest davon überzeugt, dass dieser Leitfaden sowie weitere im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie (CIS) entwickelte Leitfäden eine wesentliche Rolle im Prozess der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und ihrer „Tochter“, der Grundwasserrichtlinie, spielen werden.

Der Leitfaden ist ein lebendes Dokument, das in dem Maß, in dem sich Anwendung und Erfahrung in allen Ländern der Europäischen Union und darüber hinaus mehren, laufend erweitert und verbessert werden soll. Wir stimmen jedoch überein, dass dieses Dokument in seiner gegenwärtigen Form öffent-

lich zugänglich gemacht werden wird, um es einer breiteren Öffentlichkeit als Grundlage für die Ausübung ihrer laufenden Umsetzungstätigkeit zur Verfügung zu stellen.

Wir verpflichten uns weiters, zu beurteilen und zu entscheiden, ob dieses Dokument im Lichte des wissenschaftlichen und technischen Fortschritts und der im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und der Grundwasserrichtlinie gewonnenen Erfahrungen der Überarbeitung bedarf.“

MITGLIEDER DER UNTERARBEITSGRUPPE

Leiter (in alphabetischer Reihung)

Ariane BLUM	BRGM (Frankreich)
Hans-Peter BROERS	EuroGeoSurveys
Johannes GRATH	Umweltbundesamt (Österreich) – Co-Vorsitzender der Arbeitsgruppe „Grundwasser“
Helene LEGRAND	MEDD (Frankreich)
Aude MARTIN	MEDD (Frankreich)
Philippe QUEVAUVILLER	Europäische Kommission (Belgien) – Vorsitzender der Arbeitsgruppe „Grundwasser“
Andreas SCHEIDLEDER	Umweltbundesamt (Österreich)
Cath TOMLIN	Environment Agency (Vereinigtes Königreich)
Rob WARD	Environment Agency (Vereinigtes Königreich)

Mitglieder der Unterarbeitsgruppe (in alphabetischer Reihung)

Magnus ASMAN	Swedish Geological Survey (Schweden)
Ruxandra BALAET	Ministerium für Umwelt und Nachhaltige Entwicklung (Rumänien)
László BALASHAZY	Ministerium für Umwelt und Wasser (Ungarn)
Leo BOUMANS	RIVM (Niederlande)
Mario CARERE	Ministerium für Umwelt (Italien)
John CHILTON	British Geological Survey, UN-ECE, IAH
Jan CRAMER	NGU (Norwegen)
Wennemar CRAMER	Ministerium für Wohnbau, Raumplanung und Umwelt (Niederlande)
Murk DE ROOS	Ministerium für Wohnbau, Raumplanung und Umwelt (Niederlande)
Johannes DRIELSMAN	Euromines
Ralf EPPINGER	Flemish Environment Agency (Belgien)
Dico FRATERS	RIVM (Die Niederlande)
Christian GRØN	DHI (Dänemark)
Klaus HINSBY	GEUS (Dänemark)
Kestutis KADUNAS	Geological Survey (Litauen)
Ronald KOZEL	FOEN (Schweiz)
Loek KNIJFF	Rijkswaterstaat – Centre for Water Management (Niederlande)
Ana Rita LOPES	Instituto Nacional da Agua (Portugal)
Christine MARLET	Eurogypsum
Tony MARSLAND	Environment Agency (Vereinigtes Königreich)
Carlos MARTINEZ NAVARRETE	Spanish Geological Survey (Spanien)
Dietmar MÜLLER	Umweltbundesamt (Österreich), Projekt BRIDGE
Hana PRCHALOVA	Masaryk Water Research Institute (Tschechische Republik)
Isaac SANCHEZ NAVARRO	Ministerium für Umwelt, Ländlichen und Marinen Raum (Spanien)
Manuel SAPIANO	Malta Resources Authority (Malta)
Martin SKRIVER	Dänisches Umweltministerium (Dänemark)
Benno STREHLER	Bayer. Staatsministerium für Umwelt (Deutschland)
Paolo TRAVERSA	Tevere River Basin Authority (Italien)
Manuel VARELA	Ministerium für Umwelt, Ländlichen und Marinen Raum (Spanien)
Wilko VERWEIJ	RIVM (Niederlande)
Rüdiger WOLTER	Umweltbundesamt (Deutschland)

LISTE DER VERWENDETEN ABKÜRZUNGEN

BG – Bestimmungsgrenze

EW – Einhaltungswert

GW-QN – Grundwasserqualitätsnorm

GWATÖ – Grundwasserabhängiges terrestrisches Ökosystem

GWK – Grundwasserkörper oder Gruppe von Grundwasserkörpern

GWRL – Grundwasserrichtlinie (2006/118/EG)

MS – Mitgliedstaat

RBMP – River Basin Management Plan, Bewirtschaftungsplan für Flusseinzugsgebiete

SW – Schwellenwert

TWN – Trinkwassernorm

TWR – Trinkwasserrichtlinie

TWSG – Trinkwasserschutzgebiet

UQN – Umweltqualitätsnorm

WRRL – Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)

INHALTSVERZEICHNIS

MITGLIEDER DER UNTERARBEITSGRUPPE	6
1 ZWECK UND UMFANG	11
2 ALLGEMEINE PRINZIPIEN	13
2.1 Konzeptionelle Modelle	13
2.1.1 Konzeptionelle Modelle und Festlegung von Schwellenwerten	13
2.1.2 Konzeptionelle Modelle und Zustandsbeurteilung	14
2.1.3 Konzeptionelle Modelle und Trendermittlung	14
2.2 Abhängige Landökosysteme mit Relevanz für Zustandsbeurteilung und Trendermittlung	14
2.3 Natürlich auftretende Konzentrationen von Stoffen – Hintergrundwerte	14
2.4 Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze (BG)	15
2.4.1 Beurteilung des chemischen Zustands	15
2.4.2 Trendermittlung	15
2.5 Berichterlegung	16
2.5.1 Grundwasserschwellenwerte	16
2.5.2 Zustand von Grundwasserkörpern	17
2.5.3 Trendermittlung	17
3 ZUSTANDSBEURTEILUNG	18
3.1 Einstufungstests	18
3.2 Risikoabschätzung versus Zustandsbeurteilung	20
3.3 Zuverlässigkeit der Beurteilung/Abschätzung	20
4 BEURTEILUNG DES CHEMISCHEN ZUSTANDS	21
4.1 Definition von gutem chemischem Zustand und rechtlicher Hintergrund	21
4.2 Elemente bei der Beurteilung des chemischen Zustands	22
4.2.1 Datenaggregation	22
4.2.2 Ausdehnung einer Überschreitung	23
4.2.3 Ort einer Überschreitung	23
4.3 Grundwasserqualitätsnormen und Schwellenwerte	23
4.3.1 Spezifischer Hintergrund und Erfordernisse	23
4.3.2 Verbindungen zwischen Schwellenwerten und dem Ziel der „Verhinderung oder Begrenzung“ (GWRL Artikel 6)	26
4.3.3 Allgemeine Methodik zur Festlegung von Schwellenwerten	28
4.4 Verfahren zur Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands	31
4.4.2 Test: Allgemeine Beurteilung des chemischen Zustands eines Grundwasserkörpers insgesamt	34
4.4.3 Test: Salz- oder andere Intrusionen	37
4.4.4 Test: Signifikante Verschlechterung der Wasseroberflächenchemie und -ökologie aufgrund von Schadstoffeintrag aus dem Grundwasserkörper	40
4.4.5 Test: Signifikante Schädigung des grundwasserabhängigen terrestrischen Ökosystems durch Schadstoffeintrag aus dem Grundwasserkörper	42
4.4.6 Test: Einhaltung der Erfordernisse nach Artikel 7(3) WRRL – Trinkwasserschutzgebiete	44
5 BEURTEILUNG DES MENGENMÄßIGEN ZUSTANDS	47
5.1 Definition von gutem mengenmäßigem Zustand	47
5.2 Elemente der Beurteilung des mengenmäßigen Zustands	47
5.3 Verfahren zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustands	48

5.3.1	Test: Wasserbilanz (Maßstab: Grundwasserkörper)	48
5.3.2	Test: Oberflächenwasserabfluss	51
5.3.3	Test: Grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme	52
5.3.4	Test: Salz- (oder andere) Intrusionen	54
6	TREND- UND TRENDUMKEHRABSCHÄTZUNG	55
6.1	Definition von signifikanten und anhaltenden steigenden Trends und Trendumkehr	55
6.2	Elemente der Trend- und Trendumkehrermittlung	55
6.2.1	Parameter, die der Trendermittlung unterliegen	56
6.2.2	Ausrichtung des Messnetzes und Überwachung	57
6.2.3	Monitoring-Daten, die der Trendermittlung unterliegen	57
6.2.4	Berücksichtigung des Ausgangspunktes zur Identifikation von Trends	57
6.2.5	Länge der berücksichtigten Zeitreihen	58
6.2.6	Methodik für die Trendermittlung	58
6.2.7	Zuverlässigkeit in der Ermittlung	58
6.2.8	Ausgangspunkt für die Trendumkehr	58
6.2.9	Methodik für die Ermittlung einer Trendumkehr	59
6.2.10	Zeitplan der Trend- und Trendumkehrermittlung	59
6.3	Tests zur Ermittlung von Trends und Trendumkehr	60
6.3.1	Ermittlung umweltsignifikanter Trends und Beurteilungsmaßstab (GWRL Artikel 5(1))	61
6.3.2	Test: Schädigung aktueller oder potentieller legitimer Nutzungen von Gewässern (GWRL Artikel 5(1) und 5(2))	62
6.3.3	Test: Schädigung aquatischer Ökosysteme und Schädigung terrestrischer Ökosysteme (GWRL Artikel 5(1) und 5(2))	63
6.3.4	Trendermittlung als Unterstützung der Zustandsbestimmung	64
6.3.5	Trendermittlung als Unterstützung bei der Charakterisierung von Schadstoffahnen	64
7	LITERATUR	65
8	ANHANG 1: PRINZIPIEN DER ANWENDUNG VON VERDÜNNUNGS- UND VERMINDERUNGSFAKTOREN	66
8.1	Verdünnung	66
8.2	Verminderung	67
9	ANHANG 2: DIE ROLLE VON GRUNDWASSERSPIEGEL-MONITORING IN DER ZUSTANDSBEURTEILUNG	68
10	ANHANG 3: FALLSTUDIEN	69
10.1	Fallstudie 1: Umsetzung der WRRL und der GWRL in Deutschland	69
10.2	Fallstudie 2: Festlegung von Schwellenwerten in den Niederlanden	71
10.3	Fallstudie 3: Ableitung von Hintergrundwerten und Schwellenwerten in einem rumänischen Grundwasserkörper	74
10.4	Fallstudie 4: Demonstration (hoher) Sulfat-Hintergrundwerte in Karstaquiferen – Eurogypsum	77
10.5	Fallstudie 5: Beurteilung des mengenmäßigen Zustands zweier Grundwasserkörper in den Niederlanden	80
10.6	Fallstudie 5: CIS-Arbeitsgruppe 2.8 – Vorschlag zur Ermittlung von Trends und Trendumkehr	83
10.7	Fallstudie 7: Trends im Verhältnis zu Belastungen und Verwundbarkeit	86
10.8	Fallstudie 8: Aggregation von Trends für Grundwasserkörper	89

DIE GEMEINSAME UMSETZUNGSSTRATEGIE (COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY, CIS) DER WASSERRAHMENRICHTLINIE (WRRL)

Die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)¹ ist ein umfassendes Gesetzeswerk, das unter anderem Umweltziele für alle Gewässer in Europa festsetzt. Die Richtlinie verlangt eine nachhaltige und integrierte Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten. Dies umfasst verbindliche Ziele, klare Fristen und umfassende Maßnahmenprogramme auf der Grundlage wissenschaftlicher, technischer und wirtschaftlicher Analysen einschließlich öffentlicher Information und Konsultation. Schon bald nachdem die Richtlinie angenommen worden war, wurde deutlich, dass ihre erfolgreiche Umsetzung eine Herausforderung für alle beteiligten Länder, Institutionen und Interessensgruppen darstellen würde.

Um diese Anforderungen koordiniert und im Sinne einer Zusammenarbeit anzugehen, einigten sich die Mitgliedstaaten, Norwegen und die Kommission auf eine Gemeinsame Umsetzungsstrategie (Common Implementation Strategy, CIS) für die Wasserrahmenrichtlinie. Weiters betonten die Wasserdirektoren die Notwendigkeit, Interessensgruppen, NGOs und die Forschergemeinschaft sowie die Kandidatenländer in diesen gemeinsamen Prozess einzubinden.

In der ersten Phase der CIS wurden einige Leitfäden ausgearbeitet und in den Jahren 2003 und 2004 in Pilot-Flusseinzugsgebieten in ganz Europa getestet. Im Arbeitsprogramm 2005/2006 haben die vier Arbeitsgruppen (Ökologischer Zustand, Integrierte Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten, Grundwasser und Berichterstattung) weiterhin die wesentlichen Themenbereiche der Umsetzung behandelt. Zusätzlich teilen neue Gruppen zu den Bereichen ‚WRRL und Landwirtschaft‘, ‚GIS‘ und ‚Chemisches Monitoring‘ ihre Erfahrungen auf diesem Gebiet und ein neues Pilot-Flusseinzugsgebiets-Netz unterstützt die technischen Aktivitäten aller Arbeitsgruppen.

Die WRRL CIS-Arbeitsgruppe „Grundwasser“ (Working Group C, WG C) befindet sich nun in ihrer dritten Phase (2007–2009)². Ziel ist es, den Schwerpunkt auf die Umsetzung der neuen Grundwasser-richtlinie und die Grundwasserelemente der WRRL in Übereinstimmung mit Prinzipien der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie zu legen. Ein ganz wesentliches Ziel von WG C in Hinblick auf die Erstellung des ersten Bewirtschaftungsplans für Flusseinzugsgebiete (River Basin Management Plan, RBMP) ist es, eine gemeinsame Methodik für die Festlegung von Grundwasser-Schwellenwerten sowie einen Leitfaden zur Zustandsbeurteilung und Trendermittlung zu entwickeln. Weitere Aufmerksamkeit wird in Zukunft auf bestmögliche Vorgangsweisen in Bezug auf Maßnahmenprogramme für Grundwasser sowie auf Empfehlungen für integrierte Risikoabschätzung und -management, einschließlich der Entwicklung von konzeptionellen Modellen gelegt werden.

Parallel dazu hat sich die Chemische Monitoring Aktivität (Chemical Monitoring Activity, CMA) auf die Erstellung von Leitlinien zum chemischen Monitoring konzentriert. Dies führte zum Entwurf einer Kommissionsrichtlinie zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands.³ Er behandelt sowohl Oberflächengewässer wie auch Grundwasser. Diese neuen Vorgaben wurden in der Erstellung des vorliegenden Leitfadens berücksichtigt.

¹ Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABI L 327, 22/12/2000, S. 1), geändert durch die Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates 2455/2001/EC (ABI L 331, 15/12/2001, S.1)

² Mandat der Arbeitsgruppe zum Thema Grundwasser. Gemeinsame Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie, „Arbeitsprogramm 2007/2009“ (2006)

³ Entwurf der Richtlinie der Kommission vom [Tag Monat] 2009, zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. 7571/09 ENV 201.

1 ZWECK UND UMFANG

Dieser Leitfaden wurde als Reaktion auf ein Mandat der CIS-Arbeitsgruppe „Grundwasser“ erstellt (WG C). Dieses Mandat erfordert die Erarbeitung praktischer Leitlinien und technischer Spezifikationen für die Ableitung von Schwellenwerten, die Zustandsbeurteilung (sowohl mengenmäßig als auch chemisch) und die Abschätzung von Grundwassertrends und Trendumkehr. Dieser Leitfaden baut auf bereits existierenden WRRL-Leitlinien auf und ergänzt sie⁴. Sein Hauptaugenmerk liegt auf der Erfüllung einer Reihe von Grundwassererfordernissen im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der neuen Grundwasserrichtlinie⁵ (GWRL). Darunter fallen die in Anhang V der WRRL und in den Artikeln 3, 4 und 5 sowie Anhang II, III und IV der GWRL festgelegten Verpflichtungen.

Die GWRL verpflichtet Mitgliedstaaten dazu, Schwellenwerte für Schadstoffe (oder Schadstoffgruppen) abzuleiten, die mit den festgestellten Belastungen in Zusammenhang stehen und zur Einstufung von Grundwasserkörpern als gefährdet beitragen. Diese Schwellenwerte und Normen sollen dann, wie in der GWRL festgelegt, zur Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwassers eingesetzt werden. Zusätzlich zur Abschätzung der Auswirkungen von Schadstoffen verlangt die WRRL auch das Berücksichtigen der Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf die Grundwasserkörper, abhängige Oberflächenwasserkörper und Ökosysteme sowie eine Beurteilung des mengenmäßigen Zustands.

Die WRRL und die GWRL verlangen weiters, dass Trends in Schadstoffkonzentrationen identifiziert und beurteilt werden, um ihre Umweltrelevanz festzustellen. Signifikante, steigende Trends müssen durch die Anwendung von Maßnahmenprogrammen umgekehrt werden, um sicherzustellen, dass es nicht zu künftigen Verfehlungen von Umweltzielen kommt. Der Ausgangspunkt für eine Trendumkehr entsprechend der GWRL muss als ein Verhältnis des Schwellenwertes oder der Qualitätsnorm (grundsätzlich 75 % des Schwellenwerts bzw. der Qualitätsnorm) definiert werden.

⁴ Guidance Document No. 17: Preventing or Limiting Direct and Indirect Inputs (2007)
(Leitfaden Nr. 17: Verhinderung oder Begrenzung direkter und indirekter Schadstoffeinträge);
Guidance Document No. 16: Groundwater in Drinking Water Protected Areas (2007)
(Leitfaden Nr. 16: Grundwasser in Trinkwasserschutzgebieten);
Guidance Document No. 15: Groundwater Monitoring (2007)
(Leitfaden Nr. 15: Grundwasser-Monitoring);
Guidance Document No. 12: The Role of Wetlands in the Water Framework Directive (2003)
(Leitfaden Nr. 12: Die Rolle von Feuchtgebieten in der Wasserrahmenrichtlinie);
Guidance Document No. 7: Monitoring under the Water Framework Directive – WG 2.7 Monitoring (2003)
(Leitfaden Nr. 7: Monitoring unter der Wasserrahmenrichtlinie);
Guidance Document No. 3: Analysis of Impacts and Pressures – WG 2.1 IMPRESS (2003)
(Leitfaden Nr. 3: Analyse von Belastungen und Auswirkungen);
Guidance Document No. 2: Identification of Water Bodies (2003)
(Leitfaden Nr. 2: Identifikation von Wasserkörpern);
Technical Report No. 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – WG 2.8 Statistics (2001)
(Technischer Bericht Nr. 1: Statistische Aspekte zur Identifizierung von Grundwasserverschmutzungstrends und zur Aggregation von Monitoring-Ergebnissen);
Chemical Monitoring Activity (Chemische Monitoring Aktivität, CMA);
Technical Report No. 3: Groundwater Monitoring (Workshop Report, 25 June 2004)
(Technischer Bericht Nr. 3: Grundwasser-Monitoring);
EC Monitoring Guidance for the Nitrates Directive
(Monitoring-Leitlinien der Europäischen Kommission zur Nitratrichtlinie);
EUROWATERNET Guidelines (Technical Report No. 7, EEA 1999);
Guidelines on monitoring and assessment of transboundary groundwaters (UN-ECE)
(Leitlinien zu Monitoring und zur Beurteilung grenzüberschreitender Grundwasservorkommen (Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen).

⁵ Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung (angenommen im Dezember 2006).

Das vorliegende Dokument bietet praktische Leitlinien für die Erreichung jedes der oben beschriebenen Erfordernisse. Es

- bietet eine Methodik zur Ableitung von Schwellenwerten;
- errichtet Rahmenbedingungen zur Beurteilung des chemischen und des mengenmäßigen Zustands;
- zeigt eine Methode zur Feststellung von umweltrelevanten Trends;
- umreißt die Berichtspflichten;
- bietet Beispiele von Fallstudien zur Erläuterung der Anwendung der Leitlinien in verschiedenen Mitgliedstaaten.

Für die Erstellung des Leitfadens wurden die Ergebnisse von Forschungs- und Entwicklungsprojekten sowie andere Leitfäden berücksichtigt. In Bezug auf Grundwasser-Schwellenwerte beruht die in diesem Dokument dargestellte Methode auf den Ergebnissen des Projektes BRIDGE⁶. Für die Beurteilung des chemischen Zustands dienten die von der Chemischen Monitoring Aktivität der EU (Chemical Monitoring Activity, CMA) entwickelte technische Spezifikation für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands und die daraus erwachsende Kommissionsrichtlinie⁷ als Informationsquelle. In Bezug auf Trend- und Trendumkehrabschätzung legte man auf den Technical Report No. 1⁸ (erarbeitet von der EU WRRL CIS-Arbeitsgruppe 2.8) besonderes Augenmerk.

Zweck dieses Leitfadens ist es, einen praktischen Zugang zu liefern, der die Mitgliedstaaten bei der Umsetzung sowie beim Erfüllen der Grundwasser-Erfordernisse der WRRL und der GWRL unterstützt. Er wurde nach intensiver Rücksprache mit Grundwasserexperten in ganz Europa erstellt und beruht auf dem gegenwärtigen Stand der Technik. Die Leitlinien sind nicht rechtlich verbindlich und es steht den Mitgliedstaaten frei, die in diesem Dokument dargestellten Leitlinien unter Berücksichtigung der Charakteristik von Grundwasserkörpern und/oder nationaler und regionaler Grundwasserbewirtschaftungsstrategien und -vorschriften zu adaptieren. Ebenso wird anerkannt, dass sich im Zuge weiterer Kenntnisse und Erfahrungen möglicherweise methodische Verbesserungen ergeben werden.

⁶ Müller et al. (2006).

⁷ Entwurf der Richtlinie der Kommission vom [Tag Monat] 2009, zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. 7571/09 ENV 201.

⁸ Technical Report No. 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – WG 2.8 Statistics (2001).

2 ALLGEMEINE PRINZIPIEN

2.1 Konzeptionelle Modelle

Die Umsetzung der WRRL und der GWRL sowie eine wirksame Grundwasserbewirtschaftung erfordern ein gründliches Verstehen der Umweltbedingungen, die nötig sind, um Umweltziele zu erreichen bzw. Kenntnisse darüber, wie diese Umweltbedingungen durch menschliche Tätigkeiten beeinflussbar sind. Zur Unterstützung dieses Verstehens wird ein konzeptionelles Modell oder konzeptionelles Verstehen des Grundwassersystems entwickelt, in dem das allgemeine System von Fließ- und Transportbedingungen sowie die hydrogeochemischen Eigenschaften definiert werden. Konzeptionelle Modelle sind nicht notwendigerweise numerische Modelle sondern vielmehr ein funktionierendes, umfassendes Verständnis des untersuchten geologischen oder hydrogeologischen Systems. Numerisches Modellieren kann allerdings eingesetzt werden, um, wo angebracht, gewisse Elemente des konzeptionellen Modells zu ergänzen oder zu bestätigen.

Sowohl die Risikoabschätzung als auch das Monitoring sollten bereits auf einem konzeptionellen Modell des Grundwassersystems basieren. Die aus den Monitoring-Programmen der WRRL stammenden Überwachungsdaten sollten dazu verwendet werden, das (die) konzeptionelle(n) Modell(e) zu testen, zu validieren und zu präzisieren. Es kann außerdem nützlich sein, Informationen über Fließzeit, Fließ- und Transportraten und/oder Altersverteilung des Grundwassers in das konzeptionelle Modell/Verständnis aufzunehmen. Sie dienen auch zur Validierung der Modelle.

Da Grundwasserkörper dreidimensional sind, kann die Schadstoffkonzentration ebenso wie die Hintergrundwerte natürlich auftretender Stoffe vertikal sowie lateral beträchtlich variieren. Dies sollte bei der Festlegung von Schwellenwerten wie auch bei der Zustands- und Trendermittlung berücksichtigt werden.

Die Bedeutung eines konzeptionellen Modells ist bereits in anderen CIS-Leitfäden beschrieben⁹. Kapitel 3.1 des CIS-Leitfadens Grundwasser Monitoring¹⁰ umreißt die Prinzipien und die Beziehung des konzeptionellen Modells zum Überwachungsprogramm. Die Entwicklung weiterer Leitlinien zum konzeptionellen Modell ist Teil des Mandats der WG C. Konzeptionelle Modelle werden als unverzichtbare, unterstützende Hilfsmittel bei der Umsetzung aller grundwasserrelevanten Erfordernisse der WRRL und der GWRL erachtet.

2.1.1 Konzeptionelle Modelle und Festlegung von Schwellenwerten

Die GWRL (Annex II.A) nennt in Bezug auf die Festlegung von Schwellenwerten (SW) die folgenden Leitlinien. Zusammengefasst:

- Schwellenwerte sollten auf dem Ausmaß der Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und verbundenen aquatischen sowie abhängigen terrestrischen Ökosystemen basieren.
- Schwellenwerte sollten auf der tatsächlichen oder potentiellen legitimen Nutzung (z.B. Trinkwasserversorgung, Bewässerung etc.) oder den Funktionen des Grundwassers basieren.
- Die Ableitung von Schwellenwerten sollte alle Schadstoffe in Betracht ziehen, aufgrund derer Grundwasserkörper als gefährdet ausgewiesen sind, die Ziele unter Artikel 4 WRRL nicht einzuhalten.
- Schwellenwerte sollten auf hydrogeologischen Merkmalen des Grundwasserkörpers beruhen, einschließlich Informationen über Hintergrundkonzentrationen aufgrund natürlicher hydrogeologischer oder hydrogeochemischer Prozesse.
- Die Ableitung von Schwellenwerten sollte den Ursprung von Schadstoffen in Betracht ziehen, ihr etwaiges natürliches Auftreten, ihre Toxikologie und Verbreitungstendenz, ihre Persistenz und ihr Bioakkumulationspotential.
- Die Bestimmung von Schwellenwerten sollte die Qualität der Daten und die Analysegenauigkeit berücksichtigen.

Aufgrund der verschiedenen bei der Festlegung von Schwellenwerten in Betracht zu ziehenden Aspekte gibt es einen deutlichen Bedarf an konzeptionellen Modellen zu Grundwasserströmung und hydrochemischen Eigenschaften des Grundwassers im Grundwasserkörper.

⁹ Guidance Document No. 3: Analysis of Impacts and Pressures – WG 2.1 IMPRESS (2003);
Guidance Document No. 7: Monitoring under the Water Framework Directive – WG 2.7 Monitoring (2003);

¹⁰Guidance Document No. 15: Groundwater Monitoring (2007)

2.1.2 Konzeptionelle Modelle und Zustandsbeurteilung

In jedem Stadium der Zustandsbeurteilung ist es wichtig, die Ergebnisse der Risikoabschätzung, der Belastungsanalyse (z.B. Landnutzung), der Empfindlichkeit des Grundwassers sowie die Überwachungsergebnisse einzubeziehen.

Zur Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwassers betrachtet die GWRL das konzeptionelle Modell eines Grundwasserkörpers als integralen Bestandteil und bezieht sich in spezifischen Punkten darauf:

- Annex III 3 schlägt vor, die Zustandsbeurteilung, wo nötig, mit Konzentrationsschätzungen zu unterstützen die auf einem konzeptionellen Modell basierenden.
- Annex III 4 besagt, dass ein adäquates konzeptionelles Modell gemeinsam mit den Überwachungsdaten den Mitgliedstaaten ermöglichen soll, den guten chemischen Zustand zu beurteilen.

Zur Beurteilung des mengenmäßigen Zustands spielt das konzeptionelle Modell ebenfalls eine bedeutende unterstützende Rolle, bei der Beurteilung der Auswirkungen von Veränderungen des Grundwasserspiegels auf den Grundwasserkörper, auf Oberflächenwasserspiegel und -fluss sowie auf grundwasserabhängige Ökosysteme.

2.1.3 Konzeptionelle Modelle und Trendermittlung

Für die Abschätzung von Trends und Trendumkehr spielt das konzeptionelle Modell wie folgt eine Schlüsselrolle:

- bei der Betrachtung physikalischer und chemischer temporaler Eigenschaften, einschließlich Grundwasserfließbedingungen, Anreicherungsraten und Sickerzeit durch Boden und Untergrund;
- bei der Festlegung von Überwachungsstellen und -frequenzen, um jene notwendigen Informationen zu liefern die es erlauben, signifikante steigende Trends von natürlichen Variationen entsprechend zuverlässig und genau unterschieden zu können;
- bei der Festlegung von Ausgangspunkten für die Trendumkehr die von 75 % der Grundwasserqualitätsnorm (GW-QN) oder des Schwellenwerts (SW) abweichen. Dies hängt von der Charakteristik, dem Grundwasserleiter, sowie der Möglichkeit ab, jegliche ökologisch signifikante nachteilige Veränderung der Grundwasserqualität auf die kosteneffizienteste Weise zu verhindern.

2.2 Abhängige Landökosysteme mit Relevanz für Zustandsbeurteilung und Trendermittlung

Gemäß der im Leitfaden zu Feuchtgebieten Seite 22¹¹ festgehaltenen Definition sind relevante Landökosysteme, die bei der Beurteilung des Grundwasserzustands und der Festlegung von Schwellenwerten zu berücksichtigen sind, grundwasserabhängige Natura 2000 Standorte sowie andere grundwasserabhängige Landökosysteme, die einen ausreichenden ökologischen und sozio-ökonomischen Wert haben und es als bedeutend erachtet würde (in Abhängigkeit vom Ausmaß), wenn sie aufgrund von Veränderungen des Grundwassers Schaden nähmen.

2.3 Natürlich auftretende Konzentrationen von Stoffen – Hintergrundwerte

Erwägungsgrund 10 der GWRL hält fest, dass „die Vorschriften über den chemischen Zustand des Grundwassers nicht für natürlich auftretende hohe Konzentrationen von Stoffen oder Ionen oder ihren Indikatoren in einem Grundwasserkörper oder in den damit verbundenen Oberflächenwasserkörpern gelten, die auf besondere hydrogeologische Bedingungen zurückzuführen sind und nicht unter den Begriff 'Verschmutzung' fallen“.

Laut GWRL (Artikel 2.5) bezeichnet „'Hintergrundwert' die Konzentration eines Stoffes oder den Wert eines Indikators in einem Grundwasserkörper, die keinen oder nur sehr geringen anthropogenen Veränderungen gegenüber einem Zustand ohne störende Einflüsse entspricht“.

Da Hintergrundwerte für manche Parameter und manche Arten von Grundwasserkörpern sehr hoch sein können¹², ist es äußerst wichtig, diese Hintergrundwerte als einen ersten Schritt bei der Zu-

¹¹ Guidance Document No. 12: The Role of Wetlands in the Water Framework Directive (2003)

¹² Pauwels et al. (2006)

stands- und Trendermittlung zu erheben. Weiters, wie in der GWRL (Anhang II. A.1.d) betont wird, berücksichtigen die Mitgliedstaaten „bei der Festlegung der Schwellenwerte [...] hydrogeologische Gegebenheiten, einschließlich der Informationen über Hintergrundwerte...“

Wie in den Projekten Baseline und BRIDGE¹³ gefolgert, findet man in Europa eine breite Palette hydrogeologischer und hydrochemischer Bedingungen. Hintergrundwerte sind das Ergebnis verschiedener Faktoren wie Wechselwirkungen zwischen Wasser und Gestein, chemischer und biologischer Prozesse in der ungesättigten Zone über dem Grundwasser, Verweilzeit, Regenmenge und Verbindung zu anderen Grundwasserleitern (Undichtheiten). Daher ist jeder Grundwasserkörper anders und hat eine einzigartige natürliche chemische Zusammensetzung. Darüber hinaus beobachtet man häufig räumliche Variationen der Hintergrundwerte innerhalb eines Grundwasserkörpers. Dennoch ist es möglich, einen Wertebereich für jeden Parameter und für jeden Grundwasserleitertyp zu definieren.

Zur Ermittlung von Hintergrundwerten steht es den Mitgliedstaaten frei, je nach vorhandenen Studien und konzeptionellen Modellen ihren eigenen Ansatz zu wählen. Das Projekt BRIDGE bietet eine Methodik zur Berechnung von Hintergrundwerten, die auf alle Stoffe angewandt werden könnte, sowohl auf Substanzen rein anthropogenen Ursprungs als auch auf Substanzen, die sowohl natürlich als auch als Ergebnis menschlicher Tätigkeiten vorkommen. Ein einfacher Ansatz, der für die Ableitung von Hintergrundwerten von Grundwasserleitertypologien ausgeht, wird in jenen Fällen vorgeschlagen, wo das Wissen derzeit nicht ausreicht.¹⁴

2.4 Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze (BG)

Dem Umgang mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) muss besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden, wenn man Daten innerhalb eines Gebiets oder innerhalb eines bestimmten Zeitraums vergleicht. In der GWRL sind spezifische Vorgangsweisen dazu bei der Beurteilung des chemischen Zustands und bei der Trendermittlung und Trendumkehr festgelegt.

Die Vorschriften der Richtlinie der Kommission zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands, insbesondere jene unter Artikel 5¹⁵, sollten entsprechend berücksichtigt und angewandt werden.

2.4.1 Beurteilung des chemischen Zustands

Für die Beurteilung des chemischen Zustands wird empfohlen, alle Messungen, die unter der Bestimmungsgrenze liegen, durch Werte zu ersetzen, die der Hälfte der Bestimmungsgrenze entsprechen, mit Ausnahme für Pestizide insgesamt (gemäß Artikel 5 des Entwurfs der Richtlinie der Kommission zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands). In Bezug auf Pestizide insgesamt, spezifiziert Fußnote (2) in Annex I GWRL, dass „*insgesamt* die Summe aller einzelnen, bei dem Überwachungsverfahren nachgewiesenen und mengenmäßig bestimmten Pestizide [...] ist“, d.h. nur mengenmäßig bestimmte Konzentrationen sollten zur Berechnung der Gesamtmenge in Betracht gezogen werden, und nicht Werte unter der Bestimmungsgrenze.

2.4.2 Trendermittlung

Im Rahmen der Trendermittlung sollten individuelle Parameterkonzentrationen (oder Werte) unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) durch die Hälfte der höchsten in der betrachteten Zeitreihe nachgewiesenen Bestimmungsgrenze ersetzt werden (GWRL Anhang IV Teil A(2)(d)). Dieses Erfordernis berücksichtigt, dass Bestimmungsgrenzen mit der Zeit variieren können und somit die Trendermittlung verzerren könnten.

Die Ausnahme bilden ‚Pestizide insgesamt‘, wo für die Beurteilung ausschließlich mengenmäßig bestimmte Konzentrationen berücksichtigt werden sollten, da die Verwendung der Ersatzregel potentiell verzerrend wirken könnte. ‚Pestizide insgesamt‘ sollte daher die Summe aller einzelnen nachgewiese-

¹³ Edmunds et Shand, (2003); Pauwels et al. (2006)

¹⁴ Müller et al. (2006)

¹⁵ Entwurf der Richtlinie der Kommission vom [Tag Monat] 2009, zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. 7571/09 ENV 201.

nen und quantifizierten Pestizide sein (einschließlich relevanter Stoffwechselprodukte, Abbau- und Reaktionsprodukte) (GWRL Anhang I (1) Fußnote 2).

Um die Erzeugung künstlicher Trends zu verhindern, sollten zusätzlich zu dem oben genannten Erfordernis alle gemessenen (quantifizierten) Daten, die unter der höchsten Bestimmungsgrenze liegen, durch die Hälfte dieser höchsten Bestimmungsgrenze ersetzt werden. Ist die Zeitreihe ausreichend lang, sollten die Mitgliedstaaten entscheiden, ob sie alte Daten mit hohen Bestimmungsgrenzen nicht besser entfernen möchten (alte aufeinanderfolgende Messwerte, nicht einzelne Messungen innerhalb der Zeitreihe). Dies würde sicherstellen, dass weniger gemessene Daten durch den hohen BG/2 ersetzt würden, und dabei wertvolle Informationen verloren gingen.

Ein hoher Prozentsatz von Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze in einer Zeitreihe kann eine beträchtliche Verzerrung in der Ermittlung darstellen. In einer solchen Situation sollte die Trendermittlung nicht durchgeführt werden, wenn der Einfluss der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze als zu groß erachtet wird.¹⁶

Zur Beachtung: In Zukunft wird es vielleicht möglich sein, bei der Trendermittlung Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze (nicht-zensierte Daten) einzubeziehen. Gegenwärtig stehen diese Daten jedoch in vielen Fällen nicht zur Verfügung und man betrachtet ihre routinemäßige Anwendung als schwierig. Im Lichte des wissenschaftlichen und technischen Fortschritts könnte die GWRL in Zukunft (gemäß Artikel 8) abgeändert werden.

2.5 Berichterlegung

Annex V der WRRL und die GWRL legen fest, wie die Mitgliedstaaten chemischen und mengenmäßigen Zustand bzw. Trends in den Bewirtschaftungsplänen für Flusseinzugsgebiete (RBMPs) zu berichten haben. Zu den zu berichtenden Informationen gehören:

- Schwellenwerte und eine Zusammenfassung der zu ihrer Ableitung verwendeten Methodik. Dies muss die Erfordernisse in der GWRL Artikel 3.5 und Anhang II Teil C berücksichtigen. Die Festlegung von Grundwasserschwellenwerten sollte zumindest die in der GWRL Anhang II Teil B enthaltene Stoffliste berücksichtigen.
- die Ergebnisse des chemischen Zustands und die Methodik zur Klassifizierung von Grundwasserkörpern gemäß GWRL Artikel 4.4 und Anhang III Punkt 5 sowie Anhang V 2.5 der WRRL;
- die Ergebnisse des mengenmäßigen Zustands und die Methodik zur Klassifizierung von Grundwasserkörpern gemäß Anhang V 2.5 der WRRL;
- die Ergebnisse von Trend- und Trendumkehrermittlung und die verwendete Methodik gemäß GWRL Artikel 5.4, 5.5 und Anhang IV Teil A Punkt 3. WRRL Anhang V 2.4.5 verlangt, dass Trends und Trendumkehr auf den Karten, die den chemischen Zustand des Grundwassers aufzeigen, in Farbkennung dargestellt werden.

Alle Berichtspflichten werden innerhalb der Sammlung der von der Arbeitsgruppe D (Berichterlegung) erstellten Berichtsblätter (Reporting Sheets) berücksichtigt. Für den ersten Einzugsgebiet-Zyklus ist die Berichterlegung 2010 fällig.

Für grenzüberschreitende Wasserkörper verlangt das betreffende Berichtsblatt Informationen über die zur Koordinierung der Festlegung der Schwellenwerte, Zustandsbeurteilung und Trendermittlung gesetzten Schritte.

2.5.1 Grundwasserschwellenwerte

Für jeden Grundwasserkörper und/oder jeden Parameter können die Mitgliedstaaten in Abhängigkeit von den gefährdeten Rezeptoren (Oberflächengewässern, grundwasserabhängigen Landökosystemen, Nutzungen ...) mehrere relevante Schwellenwerte ableiten.

Wie in Artikel 3.5 der GWRL verlangt, müssen Schwellenwerte erstmals bis zum 22. Dezember 2008 festgelegt und im Bewirtschaftungsplan für Flusseinzugsgebiete (RBMP) veröffentlicht werden. Gemäß Anhang II Teil C der GWRL müssen die Mitgliedstaaten zusammenfassen, auf welche Weise das in Teil A Anhang II der GWRL festgehaltene Verfahren angewandt wurde und, nach Möglichkeit, folgendes bekanntgeben:

¹⁶ Technical Report No. 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – WG 2.8 Statistics (2001).

- Informationen über die Anzahl der als gefährdet eingestuftten Grundwasserkörper, die Größe der Körper und die Schadstoffe und Verschmutzungsindikatoren, die zu dieser Klassifizierung beitragen;
- das Verhältnis von Grundwasserkörpern zu in Verbindung stehenden Oberflächengewässern und unmittelbar abhängigen terrestrischen Ökosystemen;
- die Schwellenwerte für jeden Parameter und Schadstoffindikator, der zur Risikoeinstufung beiträgt sowie auf welche Ebene sich die Schwellenwerte beziehen (Grundwasserkörper, Flussgebietseinheit, nationaler Teil einer internationalen Flussgebietseinheit, Hoheitsgebiet des Mitgliedstaates);
- das Verhältnis von Schwellenwerten zu Hintergrundwerten für natürlich auftretende Stoffe; und
- das Verhältnis von Schwellenwerten zu Umweltqualitätszielen und anderen Normen.

Die Mitgliedstaaten sollten die entsprechenden Informationen und Werte (umweltbezogene Schwellenwerte und/oder nutzungsbezogene Schwellenwerte in Abhängigkeit von den betreffenden Rezeptoren) in Abstimmung mit den jeweiligen Berichtsblättern (Reporting Sheets) der WRRL berichten.

2.5.2 Zustand von Grundwasserkörpern

Gemäß WRRL Anhang V haben die Mitgliedstaaten im RBMP Karten bereitzustellen, die in Farbgebung Aufschluss über den mengenmäßigen und chemischen Zustand jedes Grundwasserkörpers geben. Guter Zustand wird in grüner Farbe gekennzeichnet, schlechter Zustand in roter Farbe.

Anhang III (5) der GWRL legt fest, dass die Mitgliedstaaten nicht nur gemäß Abschnitt 2.4.5 und 2.5 von Anhang V der WRRL Karten zu erstellen haben, sondern „... *ferner geben die Mitgliedstaaten soweit angebracht und möglich auf diesen Karten alle Überwachungsstellen an, an denen die Grundwasserqualitätsnormen und/oder die Schwellenwerte überschritten werden.*“

Es sollte berücksichtigt werden, dass nicht alle Schwellenwerte an allen Stellen in Abhängigkeit von den Rezeptoren und ihrer Lage innerhalb eines Grundwasserkörpers relevant sind. Es wird daher vorgeschlagen, auf der Karte nur Überwachungsstellen anzugeben, wo eine Überschreitung der strengsten relevanten Schwellenwerte aufgetreten ist, während Überwachungsstellen, an denen es keinen relevanten Schwellenwerte gibt oder der Schwellenwert nicht überschritten wurde, nicht dargestellt werden sollen.

Dies wäre völlig in Übereinstimmung mit der GWRL, die festhält, dass die Mitgliedstaaten „*Überschreitungen angeben ... wo angebracht und möglich*“ und würde die Aufmerksamkeit auf die Probleme innerhalb eines Grundwasserkörpers lenken.

In Übereinstimmung mit Artikel 4.4 der GWRL hat eine zusammenfassende Beschreibung der zur Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwassers verwendeten Vorgangsweise in den RBMP Eingang zu finden. Diese Zusammenfassung hat weiters eine Erklärung darüber zu enthalten, auf welche Weise Überschreitungen der Grundwasser-Qualitätsnormen oder Schwellenwerte an einzelnen Überwachungsstellen in der endgültigen Beurteilung berücksichtigt wurden.

2.5.3 Trendermittlung

Gemäß WRRL Anhang V 2.5 und 2.4.5 müssen die Ergebnisse der Trend- und Trendumkehrermittlung auf einer Karte dargestellt werden. Grundwasserkörper, bei denen ein signifikanter und anhaltender Trend zur Zunahme der Schadstoffkonzentrationen aufgrund anthropogener Einwirkungen festzustellen ist, müssen auf der Karte mit einem schwarzen Punkt gekennzeichnet werden. Wurde eine Umkehr eines steigenden Trends erzielt, ist dies mit einem blauen Punkt zu markieren.

Gemäß GWRL Artikel 5(4) und in Übereinstimmung mit WRRL Artikel 13 und GWRL Artikel 5(5) sind die Mitgliedstaaten weiters verpflichtet, im RBMP Folgendes zusammenfassend anzugeben:

- die Art und Weise wie die Trendermittlung an den einzelnen Überwachungsstellen innerhalb eines Grundwasserkörpers oder einer Gruppe von Grundwasserkörpern zur Erkennung eines signifikanten und anhaltenden steigenden Trends einer Schadstoffkonzentration in diesem Grundwasserkörper oder einer Umkehrung eines solchen Trends beigetragen hat;
- aus welchen Gründen die definierten Ausgangspunkte für eine Trendumkehr gewählt wurden;
- wo angebracht, die Ergebnisse der Bewertung der Auswirkungen bestehender Schadstofffahnen, insbesondere die Verifizierung durch zusätzliche Trendermittlungen, dass sich bestehende Schadstofffahnen von kontaminierten Stellen nicht weiter ausbreiten, zu keiner Verschlechterung des chemischen Zustands von Grundwasserkörpern führen und keine Gefahr für die menschliche Gesundheit und die Umwelt darstellen.

3 ZUSTANDSBEURTEILUNG

Gemäß GWRL muss eine Zustandsbeurteilung nur für solche Grundwasserkörper durchgeführt werden, die als gefährdet eingestuft sind sowie in Bezug auf jene Rezeptoren und jeden Schadstoff, der dazu beiträgt, dass der betreffende Grundwasserkörper als gefährdet eingestuft wird (GWRL Anhang III). Nicht gefährdete Grundwasserkörper gelten automatisch als Grundwasserkörper in gutem Zustand.

Die Zustandsbeurteilung erfolgt auf der Basis der zur Verfügung stehenden, während des Zeitraums des RBMP gesammelten Daten aus der überblicksweisen und operativen Überwachung. Sie hat am Ende eines RBMP zu erfolgen, um über die Wirksamkeit der davor eingerichteten Maßnahmenprogramme zu reflektieren.

Die Karte mit den Ergebnissen der Grundwasserzustandsbeurteilung ist ein wesentlicher Bestandteil des RBMP. Da ein Entwurf des RBMP ein Jahr vor dem Zeitraum auf den sich ein RBMP bezieht einer Öffentlichkeitsbeteiligung unterzogen werden muss, wird empfohlen, den Zustand vor der Veröffentlichung dieses Entwurfes des RBMP zu beurteilen, damit die Ergebnisse/Karten darin aufgenommen werden können.

3.1 Einstufungstests

Die Erreichung eines guten Zustands von Grundwasserkörpern umfasst das Erfüllen einer Reihe von Bedingungen, die in der WRRL/GWRL definiert sind. Um zu beurteilen, ob diese Bedingungen erfüllt sind, wurden verschiedene Einstufungstests (sowohl für mengenmäßigen als auch chemischen Zustand) entwickelt (wie in Abbildung 1 dargestellt). Es gibt fünf chemische und vier mengenmäßige Tests. Einige Elemente der Tests sind der Beurteilung des chemischen und jener des mengenmäßigen Zustands gemeinsam. Jeder relevante Test (Einstufungselemente, die als gefährdet ausgewiesen sind) sollte unabhängig durchgeführt und die Ergebnisse sollten anschließend kombiniert werden, um eine insgesamt Beurteilung des chemischen und mengenmäßigen Zustands des Grundwasserkörpers zu erzielen (siehe Kapitel 4.4 und Abbildung 4). Die schlechteste Einstufung aus den relevanten chemischen Tests wird als der insgesamt chemische Zustand des Grundwasserkörpers angegeben. Sollte irgendeiner der Tests schlechten Zustand aufweisen (chemisch oder mengenmäßig), wird die insgesamt Einstufung des Körpers „schlechter Zustand“ lauten. Alle relevanten Tests müssen für jeden Grundwasserkörper vollständig ausgeführt werden und der Vorgang sollte nicht nach dem ersten Ergebnis eines schlechten Zustands abgebrochen werden.

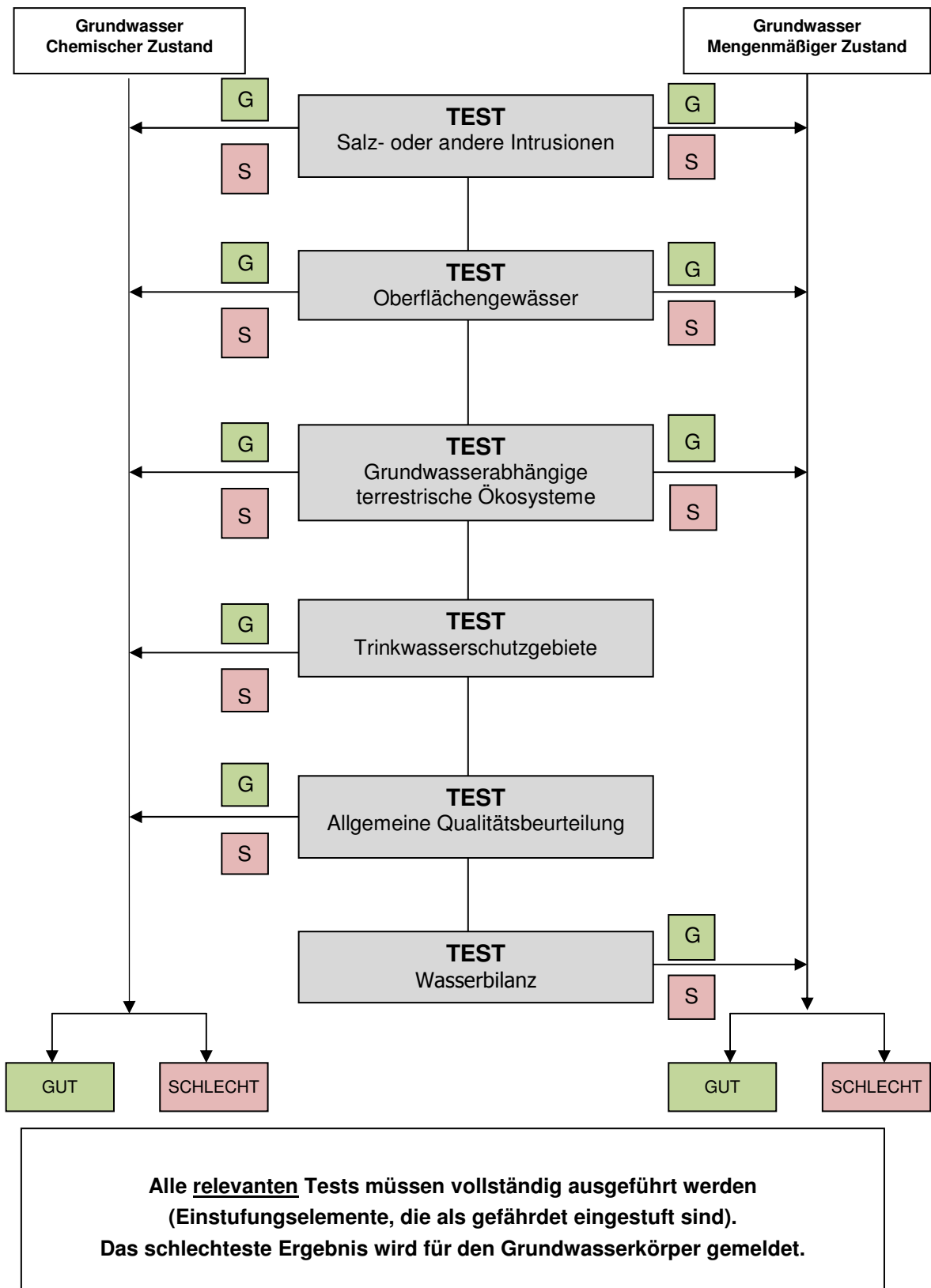


Abbildung 1: Insgesamtes Verfahren von Einstufungstests zur Beurteilung des Grundwasserzustands

3.2 Risikoabschätzung versus Zustandsbeurteilung

Die Validierung der Analyse von Belastungen und Auswirkungen (Risikoabschätzung) unter WRRL Artikel 5 zu Beginn des Zeitraums auf den sich ein Bewirtschaftungsplan für Flusseinzugsgebiete bezieht sollte von der Beurteilung des Zustands eines Grundwasserkörpers am Ende eines RBMP-Zyklus (Zustandsbeurteilung) klar unterschieden werden.

Zu Beginn jedes Zyklus berücksichtigt die Risikoabschätzung Belastungen und Auswirkungen und gibt eine Einschätzung des Zustands des Grundwasserkörpers zum Ende des Zyklus. Diese Einschätzung wird durch aktuelle Daten aus der überblickswisen Überwachung sowie jeglicher für geeignet erachteter Trendermittlung validiert. Ist nicht klar, ob ein Grundwasserkörper zum Ende eines RBMP-Zyklus guten Zustand aufweisen wird, so werden eine weitergehende Beschreibung, operative Überwachung, die Ableitung von Schwellenwerten und ein Maßnahmenprogramm nötig.

Die Schwellenwerte und die Maßnahmenprogramme sollten im RBMP berichtet werden. Am Ende jedes Zeitraums auf den sich ein RBMP bezieht, sollte eine Zustandseinstufung vorgenommen werden, um beurteilen zu können, ob der Grundwasserkörper guten Zustand aufweist und das Maßnahmenprogramm wirksam war.

Die beiden Beurteilungen (Risikoabschätzung und Zustandsbeurteilung) werden wahrscheinlich ungefähr zur selben Zeit stattfinden, sind jedoch getrennte, parallele Prozesse. Die Risikoabschätzung blickt nach vorne auf das Ende eines RBMP-Zyklus hin, während die Zustandsbeurteilung zurückblickt auf die Entwicklung während des letzten RBMP-Zyklus (siehe Abbildung 2).

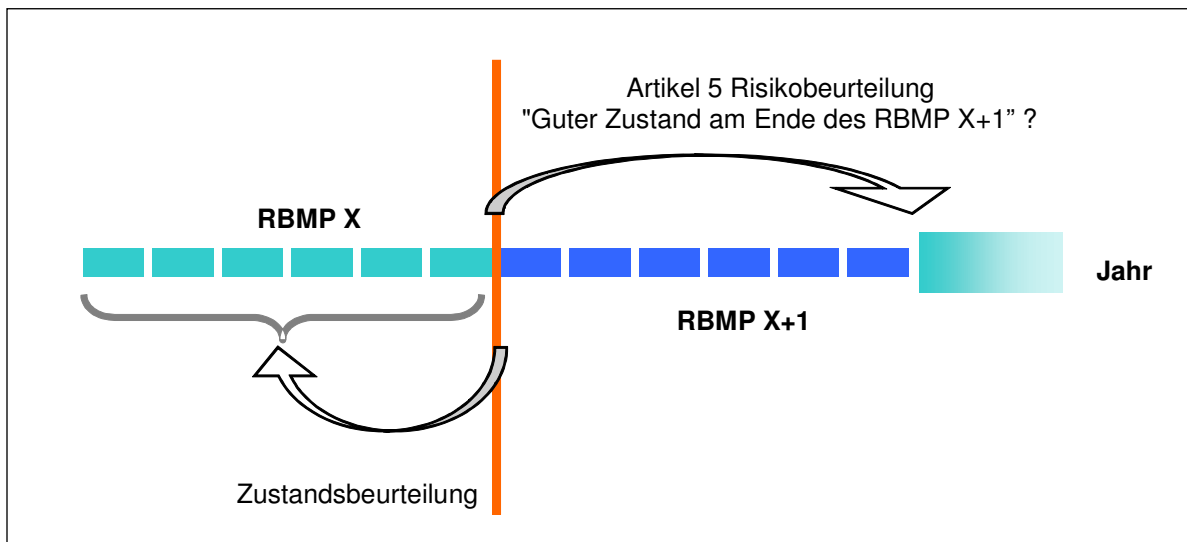


Abbildung 2: Die Risikoabschätzung blickt in die Zukunft, während die Zustandsbeurteilung auf die Entwicklung zurückblickt.

3.3 Zuverlässigkeit der Beurteilung/Abschätzung

Gemäß Anhang V 2.4.1 der WRRL „[...] werden Schätzungen des Zuverlässigkeits- und Genauigkeitsgrades der von den Überwachungsprogrammen gelieferten Ergebnisse im Plan festgehalten.“

4 BEURTEILUNG DES CHEMISCHEN ZUSTANDS

4.1 Definition von gutem chemischem Zustand und rechtlicher Hintergrund

Die Definition des chemischen Zustands ist in Anhang 2.3.2. der WRRL festgehalten. Gemäß dieser Definition ist „guter chemischer Zustand“ erreicht, wenn:

„die chemische Zusammensetzung des Grundwasserkörpers so beschaffen ist, dass die Schadstoffkonzentrationen:

- wie unten angegeben keine Anzeichen für Salz- oder andere Intrusionen erkennen lassen;*
- die nach anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der Gemeinschaft gemäß Artikel 17 WRRL¹⁷ geltenden Qualitätsnormen nicht überschreiten;*
- nicht derart hoch sind, dass die in Artikel 4 spezifizierten Umweltziele für in Verbindung stehende Oberflächengewässer nicht erreicht, die ökologische oder chemische Qualität derartiger Gewässer signifikant verringert oder die Landökosysteme, die unmittelbar von dem Grundwasserkörper abhängen, signifikant geschädigt werden.*

Änderungen der Leitfähigkeit sind kein Hinweis auf Salz- oder andere Intrusionen in den Grundwasserkörper.“

Die GWRL hält weiter fest, dass die Beurteilung des chemischen Zustands für alle Grundwasserkörper durchgeführt werden soll, die Gefahr laufen, die unter WRRL Artikel 4 definierten Ziele in Bezug auf jeden Schadstoff, der dazu beiträgt, dass der betreffende Grundwasserkörper als gefährdet eingestuft wird, nicht zu erfüllen (GWRL Anhang III (1)).

Dies gilt für alle Grundwasserkörper, die 2004 als gefährdet eingestuft wurden - in Erfüllung der Erfordernisse unter Artikel 5 WRRL - und für alle jene, die anschließend im Zuge der Aktualisierung der Risikoabschätzung unter Einbeziehung neuer Überwachungsdaten als gefährdet identifiziert wurden. Gemäß Artikel 4(2) der GWRL wird ein Grundwasserkörper als in „gutem Zustand“ betrachtet, wenn:

- die in WRRL Anhang V 2.3.2 definierten Bedingungen erfüllt sind;
- kein relevanter Schwellenwert (GWRL Artikel 3 und Anhang II) oder eine Grundwasserqualitätsnorm (GW-QN) (GWRL Anhang I) an irgendeiner Überwachungsstelle überschritten wurde; oder
- ein Schwellenwert oder eine GW-QN an einer oder mehreren Überwachungsstellen überschritten wurde, geeignete Untersuchungen (GWRL Anhang III) jedoch bestätigen, dass:
 - i. Schadstoffkonzentrationen keine signifikante Gefährdung der Umwelt darstellen (dabei kann gegebenenfalls die Ausdehnung in dem betroffenen Grundwasserkörper berücksichtigt werden);
 - ii. die übrigen in Anhang V 2.3.2 der WRRL genannten Voraussetzungen für einen guten chemischen Zustand des Grundwassers gemäß GWRL Anhang III Punkt 4 erfüllt sind;
 - iii. die Brauchbarkeit des Wassers für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserschutzgebiete) gemäß GWRL Anhang III Punkt 4 nicht beeinträchtigt worden ist; und
 - iv. keine signifikante Beeinträchtigung der Verwendung durch den Menschen vorliegt.

Anhang V 2.4.5 der WRRL verlangt Folgendes bei der Beurteilung des chemischen Zustands von Grundwasser:

„Bei der Beurteilung des Zustands werden die Ergebnisse der einzelnen Überwachungsstellen eines Grundwasserkörpers für diesen Grundwasserkörper als Ganzes zusammengerechnet. Unbeschadet der einschlägigen Richtlinien setzt ein guter Zustand eines Grundwasserkörpers im Hinblick auf diejenigen chemischen Parameter, für die im Gemeinschaftsrecht Umweltqualitätsnormen festgelegt sind, voraus, dass:

- der Durchschnittswert der Ergebnisse der Überwachung an jeder Stelle des Grundwasserkörpers oder der Gruppe von Grundwasserkörpern berechnet wird; und*

¹⁷ Dies entspricht dem WRRL-Erfordernis, aus dem die Annahme der GWRL resultierte.

- diese Durchschnittswerte gemäß Artikel 17 verwendet werden, um die Einhaltung eines guten chemischen Zustands des Grundwassers nachzuweisen. [...]

Die GWRL hält gemäß Anhang III 2(c) weiters fest, dass „die Mitgliedstaaten [...] (c) andere sachdienliche Informationen, einschließlich eines Vergleichs des arithmetischen Mittels der jährlichen Konzentration der einschlägigen Schadstoffe an einer Überwachungsstelle mit den Grundwasserqualitätsnormen und den Schwellenwerten [...] berücksichtigen.“

Gemäß GWRL Anhang III (3) beurteilen die Mitgliedstaaten bzgl. (i) und (iv) in welcher Ausdehnung der Grundwasserkörper eine Überschreitung des jährlichen arithmetischen Mittels eines Grenz- oder Schwellenwertes für einen Schadstoff aufweist;

Bezüglich (ii) und (iii) beurteilen die Mitgliedstaaten:

- die Auswirkungen von Schadstoffen im Grundwasserkörper;
- die Menge und Konzentrationen der Schadstoffe, die vom Grundwasserkörper in die verbundenen Oberflächengewässer oder in unmittelbar abhängige terrestrische Ökosysteme übertragen werden oder übertragen werden können und die sich daraus ergebenden wahrscheinlichen Auswirkungen;
- die Erstreckung eines etwaigen Salzeintrags oder anderer Intrusionen in den Grundwasserkörper;
- die von Schadstoffen im Grundwasserkörper ausgehende Gefahr für die Qualität des entnommenen Wassers oder zu entnehmenden Wassers, das für den menschlichen Gebrauch bestimmt ist.

Die in diesem Leitfaden spezifizierten chemischen Einstufungstests leiten sich aus den oben genannten Anforderungen ab.

4.2 Elemente bei der Beurteilung des chemischen Zustands

Bei der Beurteilung des chemischen Zustands von Grundwasser sollten die folgenden Elemente berücksichtigt werden:

- **Kriterien** für die Beurteilung des chemischen Zustands von Grundwasser (*Grundwasserqualitätsnormen und Schwellenwerte*) – ausführliche Beschreibung siehe Kapitel 4.3
- die Notwendigkeit einer **Datenaggregation**
- die **Ausdehnung** einer Überschreitung
- der **Ort** einer Überschreitung
- die **Zuverlässigkeit** der Beurteilung.

4.2.1 Datenaggregation

Wie bereits oben beschrieben beziehen sich mehrere Artikel und Anhänge der WRRL und der GWRL auf das Thema Datenaggregation. Es betrifft die Beurteilung:

- einer signifikanten Gefährdung der Umwelt durch Schadstoffe, die im gesamten Grundwasserkörper auftreten;
- keiner signifikanten Beeinträchtigung der Nutzung durch den Menschen;
- einer Verschlechterung der ökologischen und chemischen Qualität verbundener Oberflächenwasserkörper;
- einer Schädigung von grundwasserabhängigen terrestrischen Ökosystemen;
- keiner Verschlechterung von Wasser welches für den menschlichen Verbrauch bestimmt ist.

Es wird vorgeschlagen, in der Regel Überwachungsdaten der zwei aktuellsten Jahre in Betracht zu ziehen, was es ermöglicht, einen Mittelwert selbst dann zu berechnen, wenn nur einmal pro Jahr gemessen wird. Ein längerer Mittlungszeitraum (von bis zu 6 Jahren) kann in Fällen gewählt werden, wo das konzeptionelle Modell und die Überwachungsdaten die Notwendigkeit aufzeigen, den Einfluss kurzfristiger Qualitätsschwankungen, die nicht die tatsächlichen Auswirkungen von Belastungen anzuzeigen, zu vermeiden.

4.2.2 Ausdehnung einer Überschreitung

Gemäß GWRL Artikel 4 befindet sich ein Grundwasserkörper in gutem Zustand, wenn die GW-QN oder die Schwellenwerte an keiner Überwachungsstelle überschritten werden. Wurde eine GW-QN oder ein Schwellenwert an einer oder mehreren Überwachungsstellen überschritten, ist eine entsprechende Untersuchung mit geeigneter Aggregation der Überwachungsergebnisse nötig, um die Ausdehnung des Grundwasserkörpers (bzgl. Volumen oder Fläche) abzuschätzen, in der ein arithmetischer Mittelwert einer Schadstoffkonzentration vorliegt, der eine GW-QN oder einen Schwellenwert übersteigt. Dies betrifft die Beurteilung von:

- Signifikanter Gefährdung der Umwelt durch Schadstoffe im gesamten Grundwasserkörper;
- keiner signifikanten Beeinträchtigung der Nutzung durch den Menschen;
- Salz- oder anderer Intrusion.

Für ein zufrieden stellendes Ergebnis der notwendigen Untersuchung(en) können auch noch zusätzliche Daten einbezogen werden, um das konzeptionelle Modell zu schärfen und/oder die Ausdehnung der Überschreitung zu bestätigen.

4.2.3 Ort einer Überschreitung

Einige der Kriterien bei der Zustandsbeurteilung basieren auf der Beurteilung von Auswirkungen in einem lokalen Maßstab, die möglicherweise für die Bedingungen im gesamten Grundwasserkörper nicht repräsentativ sind. In diesen Fällen wird der Ort der Überschreitung relevant sein, wenn ermittelt wird, ob die Bedingungen für einen guten Zustand erfüllt sind. Dies betrifft die Beurteilung:

- einer Verschlechterung der ökologischen und chemischen Qualität verbundener Oberflächenwasserkörper;
- einer Schädigung von grundwasserabhängigen terrestrischen Ökosystemen;
- einer Salz- oder anderen Intrusion;
- keiner Verschlechterung von Wasser welches für die Verwendung durch den Menschen bestimmt ist.

Was den Schutz abhängiger terrestrischer und aquatischer Ökosysteme betrifft, werden die Mitgliedstaaten, wo angebracht und nötig, die Mengen und die Konzentrationen von Schadstoffen beurteilen, die vom Grundwasserkörper in die verbundenen Oberflächengewässer oder grundwasserabhängigen terrestrischen Ökosysteme übertragen werden oder übertragen werden können (GWRL Anhang III 4 (b)) sowie die wahrscheinlichen Auswirkungen der eingetragenen Schadstoffe (GWRL Anhang III 4 (c)).

Die Beurteilung jeglicher Salz- oder anderer Intrusionen in den Grundwasserkörper ist mit der Identifizierung jener Gebiete verbunden, wo es Wasserentnahmen gibt und sich an relevanten Überwachungsstellen Effekte wie ansteigende Trends in den Konzentrationen relevanter Stoffe sowie signifikante Auswirkungen bei Entnahmestellen einstellen.

4.3 Grundwasserqualitätsnormen und Schwellenwerte

4.3.1 Spezifischer Hintergrund und Erfordernisse

Artikel 3 der GWRL legt Kriterien zur Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands fest:

„1. Zur Beurteilung des chemischen Zustands eines Grundwasserkörpers [...] ziehen die Mitgliedstaaten folgende Kriterien heran:

- (a) die in Anhang I aufgeführten Grundwasserqualitätsnormen,
- (b) Schwellenwerte, die die Mitgliedstaaten nach dem in Anhang II Teil A genannten Verfahren [...] festlegen“.

Weiters ist eine geeignete Untersuchung, wo eine Grundwasserqualitätsnorm (GW-QN) oder ein Schwellenwert überschritten wurde, Teil der Kriterien zur Zustandsbeurteilung, wie in Anhang III der GWRL festgehalten.

Die GWRL definiert Grundwasserqualitätsnormen für zwei Schadstofftypen – siehe Tabelle 1.

Tabelle 1: Grundwasserqualitätsnormen (GWRL Anhang I)

Schadstoff	Qualitätsnormen
Nitrate	50 mg/l
Wirkstoffe in Pestiziden einschließlich ihrer relevanten Stoffwechselprodukte, Abbau- und Reaktionsprodukte	0,1 µg/l 0,5 µg/l (total)

Wenn diese Grundwasserqualitätsnormen jedoch nicht geeignet sind, die in Artikel 4 der WRRL festgelegten Umweltziele zu erreichen, z.B. wenn Konzentrationen im Grundwasser, die niedriger sind als die Qualitätsnormen, zu Verfehlungen des chemischen und/oder ökologischen Zustands in verbundenen Oberflächengewässern und/oder signifikanten Schädigungen in verbundenen terrestrischen Ökosystemen führen (oder wahrscheinlich dazu führen werden), dann müssen strengere Werte angewandt werden¹⁸. Diese neuen Werte werden zu ‚Schwellenwerten‘ und das Verfahren für ihre Festlegung erfolgt gemäß Artikel 3 Anhang II der GWRL und der in diesem Dokument beschriebenen Spezifikationen.

Artikel 3.1(b) der GWRL erfordert, dass die Mitgliedstaaten ‚Schwellenwerte‘ für andere relevante Parameter ableiten, die einen Grundwasserkörper als gefährdet einstufen, die Ziele unter Artikel 4 der WRRL nicht zu erreichen. Wie in GWRL Artikel 2.2 festgelegt, werden diese Schwellenwerte zu von den Mitgliedstaaten festgelegten Qualitätsnormen. Sie sollten auf der am besten geeigneten Ebene festgelegt werden (national, auf Ebene der Flussgebietseinheit oder des Grundwasserkörpers) und in der Beurteilung eines guten chemischen Zustands zum Einsatz kommen. Die Mitgliedstaaten müssen zumindest die in Anhang II.B aufgeführte Stoffliste berücksichtigen. Diese sind:

- „Stoffe, Ionen oder Indikatoren, die natürlicherweise und/oder infolge menschlicher Tätigkeiten vorkommen können“: As, Cd, Pb, Hg, NH₄⁺, Cl⁻, SO₄²⁻
- „Von Menschen hergestellte synthetische Stoffe“: Trichlorethylen, Tetrachlorethylen
- „Parameter, die Einträge von Salzen oder anderen Stoffen anzeigen“: Leitfähigkeit oder Cl⁻ und SO₄²⁻ je nach Mitgliedstaat.

Zur Beachtung: „Berücksichtigen ...“ bedeutet nicht, dass die Ableitung von Schwellenwerten für alle in Anhang II.B genannten Parameter verpflichtend ist. Die Ableitung von Schwellenwerten für andere Stoffe/Parameter, die nicht in der Liste enthalten sind, jedoch ein Risiko für den Grundwasserkörper darstellen, ist eine Verpflichtung.

Kriterien für die Festlegung von Schwellenwerten

Wie in Anhang II Teil A der GWRL erwähnt, „*sollte die Festlegung der Schwellenwerte auf folgenden Faktoren beruhen:*

- a) *dem Ausmaß der Wechselwirkungen zwischen dem Grundwasser und den verbundenen aquatischen sowie den abhängigen terrestrischen Ökosystemen*
- b) *Beeinträchtigungen der tatsächlichen oder potenziellen legitimen Nutzungen oder der Funktionen des Grundwassers*

[...]

- d) *hydrogeologische Gegebenheiten, einschließlich der Informationen über Hintergrundwerte.*“

Anhang II Teil A der GWRL hält weiters fest, dass „*Die Schwellenwerte so festgelegt werden, dass deren Überschreitung [...] auf die Gefahr hindeutet, dass eine oder mehrere Voraussetzungen für einen guten chemischen Zustand des Grundwassers gemäß Artikel 4 Absatz 2 Buchstabe c Ziffern ii, iii und iv nicht erfüllt werden.*“ Der letztgenannte Artikel verweist auf:

- die Definition des chemischen Zustands von Grundwasser (WRRL Anhang V 2.3.2). Siehe Kapitel 4.1 dieses Dokuments;
- Schutzgebiete zur Trinkwasserentnahme (WRRL Artikel 7);
- die Eignung eines Grundwasserkörpers für menschliche Zwecke.

¹⁸ Ein typisches Beispiel: Wenn Nitratwerte unter 50 mg/l im Grundwasser erwiesenermaßen der Grund für die Eutrophierung eines verbundenen Oberflächenwasserkörpers sind, und es daher gerechtfertigt ist, einen niedrigeren Schwellenwert für Nitrate festzulegen.

Aufgrund dieser Elemente können zwei Kriterien bei der Ableitung von Schwellenwerten in Betracht gezogen werden:

- **Umweltkriterien**

- Schwellenwerte, deren Zweck es ist, verbundene aquatische Ökosysteme und grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme zu schützen,

- **Nutzungskriterien**

- Schwellenwerte, deren Zweck es ist, Trinkwasser in Trinkwasserschutzgebieten zu schützen, und
- andere legitime Grundwassernutzungen: Feldfruchtbewässerung, Industrie etc. ...[Nur solche Nutzungen sollten in Betracht gezogen werden, die eine signifikante Ausdehnung (oder ein signifikantes Volumen) des Grundwasserkörpers im Verhältnis zur Gesamtoberfläche (oder dem Gesamtvolumen) des Grundwasserkörpers einbeziehen.]

Zur Beachtung: Diese Kriterien berücksichtigen die Mindestwerte zum Schutz eines Rezeptors gemäß den Erfordernissen der GWRL. Die Mitgliedstaaten können zusätzlich entscheiden, Grundwasser als ein legitimes Schutzgut an sich zu betrachten und zu diesem Zweck Schwellenwerte festlegen. Es ist jedoch klar, dass hierfür keine Verpflichtung besteht.

Maßstab zur Festlegung von Schwellenwerten

Je nach Schadstofftyp, den Gefahren für das Grundwasser und den beobachteten Konzentrationen können die Mitgliedstaaten auf verschiedenen Ebenen Schwellenwerte ableiten: Grundwasserkörper (oder Gruppe von Grundwasserkörpern), Flussgebietseinheit, nationaler Teil einer internationalen Flussgebietseinheit oder nationale Ebene (GWRL Artikel 3.2). Der Grundwasserkörper ist die kleinstmögliche Ebene zur Schwellenwertableitung.

Wenn zum Beispiel ein rein anthropogener Schadstoff (z.B. Trichlorethylen) häufig in niedrigen Konzentrationen nachgewiesen wird, können die Mitgliedstaaten auf nationaler Ebene einen Schwellenwert festlegen, solange die Einhaltung der Umweltziele in keinem individuellen Grundwasserkörper gefährdet wird. Alternativ dazu ist es für Parameter, deren natürliche Konzentrationen von einem Grundwasserkörper zum anderen schwanken (z.B. As, Cl⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺ und Metalle¹⁹), sehr empfehlenswert, Schwellenwerte auf der Ebene der Grundwasserkörper festzulegen.

Grenzüberschreitende Aspekte

Mitgliedstaaten, die gemeinsam Anteil an grenzüberschreitenden Grundwasserkörpern haben, stellen sicher, dass die Festlegung von Schwellenwerten in Abstimmung mit allen betroffenen Mitgliedstaaten stattfindet (GWRL Artikel 3.3).

In Bezug auf Grundwasserkörper, an denen ein oder mehrere Mitgliedstaaten mit einem oder mehreren NichtMitgliedstaaten gemeinsam Anteil haben, trachten die betroffenen Mitgliedstaaten (der betroffene Mitgliedstaat) danach, Schwellenwerte in Abstimmung mit dem (den) betroffenen NichtMitgliedstaat(en) festzulegen. (GWRL Artikel 3.4).

Zeitplan und Überarbeitung

Die Mitgliedstaaten legen bis spätestens 22. Dezember 2008 erstmals Schwellenwerte fest (GWRL Artikel 3.5) und veröffentlichen sie im ersten RBMP, d.h. bis zum 22. Dezember 2009 (WRRL Artikel 13).

Die Ableitung von Schwellenwerten ist jedoch ein fortlaufender Prozess und die Mitgliedstaaten können Schwellenwerte für jede Substanz wo immer nötig hinzufügen, entfernen oder wieder einsetzen (GWRL Artikel 3.6). Jegliche Änderung wird auf der Basis von „neuen Informationen“ zu den Parametern stattfinden, abgeleitet von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen. Diese Änderungen müssen in den darauf folgenden Bewirtschaftungsplänen für Einzugsgebiete festgehalten werden.

Die Mitgliedstaaten können ebenso einen Schwellenwert aus der Liste nehmen, wenn der betroffene Grundwasserkörper durch den entsprechenden Parameter nicht mehr als gefährdet eingestuft ist.

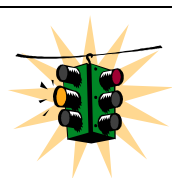
¹⁹ Pauwels et al. (2006)

4.3.2 Verbindungen zwischen Schwellenwerten und dem Ziel der ‚Verhinderung oder Begrenzung‘ (GWRL Artikel 6)

Die in der WRRL/GWRL enthaltene Zielsetzung der ‚Verhinderung oder Begrenzung‘ ist darauf ausgerichtet, jegliches Grundwasser vor nicht akzeptablen Schadstoffeinträgen zu schützen. Die Verhinderung oder Begrenzung von Schadstoffen im Grundwasser schützt eine breite Palette von Rezeptoren und es schützt Grundwasser vor lokaler Verschmutzung.

Dies unterscheidet sich von den Erfordernissen eines guten chemischen Zustands. Die Beurteilung des guten chemischen Zustands erfolgt für den **gesamten Grundwasserkörper**, was in den meisten Fällen ein großer Bereich sein wird. Die Beurteilung erfolgt einmal pro RBMP-Periode, d.h. alle sechs Jahre, und liefert Informationen über den aktuellen Zustand von Grundwasserkörpern. Diese Beurteilung spiegelt wider, ob der Grundwasserkörper die in der WRRL/GWRL festgelegten Bedingungen für guten chemischen Zustand erfüllt oder nicht erfüllt. Die Definition des guten chemischen Zustands ist auf einige wenige Rezeptoren und spezifische Umstände begrenzt. Das Erzielen eines guten Zustands schützt nicht notwendigerweise die Grundwasserqualität auf der lokalen Ebene.

Um Auswirkungen auf einen Rezeptor zu verursachen, muss ein Schadstoff physisch durch das Grundwassersystem wandern. Diese Bewegung variiert je nach den physikalischen und chemischen Eigenschaften der geologischen Schichten. Ganz besonders wichtig ist dabei, dass der Schadstoff auf dem Fließweg zu einem Rezeptor einer Verdünnung oder einer Verminderung unterliegen kann. Daher verursachen viele Einträge lediglich lokale Effekte. Diese Einträge können immer noch eine örtliche Verschmutzung des Grundwassers bewirken, sie beeinträchtigen jedoch nicht den Zustand des Grundwasserkörpers, wenn sie geringe oder keine Auswirkungen auf die Rezeptoren haben, die in der Definition von gutem chemischen Zustand des Grundwassers festgehalten sind. Im Rahmen der WRRL/GWRL ist es ohne weiteres möglich, dass eine örtliche Verschmutzung innerhalb eines Grundwasserkörpers, der guten chemischen Zustand aufweist, auftritt. **Je weiter verbreitet jedoch die Verschmutzung, desto wahrscheinlicher ist es, dass der Grundwasserkörper keinen guten chemischen Zustand aufweist. Im Falle einer derartigen örtlichen Verunreinigung sollten die Mitgliedstaaten Untersuchungen anstellen und Maßnahmen ergreifen, die Verunreinigung zu begrenzen, selbst wenn der Grundwasserkörper insgesamt guten Zustand aufweist. Diese Maßnahmen sollten geeignete Maßnahmen im Sinne von Artikel 6 der GWRL sein (Verhinderung oder Begrenzung von Einträgen).**



Achtung! Im Prinzip bilden Verhinderungs- oder Begrenzungsmaßnahmen unser vorderstes Bollwerk gegen inakzeptable Schadstoffeinträge in alle Grundwässer (und vermeiden damit Verunreinigungen). Die wirksame Umsetzung der ‚Vermeidungs- oder Verhinderungs‘-Ziele durch routinemäßige Regelungsmechanismen sollte sicherstellen, dass die Grundwasserqualität geschützt wird. Diese routinemäßigen Regelungen können Genehmigungen, allgemein verbindliche Vorschriften oder Verhaltensregeln umfassen, um spezifische Aktivitäten auf der Landoberfläche zu steuern. Genehmigungsbedingungen und/oder „Grenzwerte“ können eingesetzt werden, um sicherzustellen, dass es zu keinen inakzeptablen Schadstoffeinträgen in das Grundwasser kommt. Ungeachtet der Zeit, die nötig ist, damit Einträge aus der Vergangenheit abgebaut werden oder verschwinden, würde ein Grundwasserkörper guten chemischen Zustand erreichen, wenn alle Erfordernisse der Verhinderung oder Begrenzung erfüllt würden. **Die Erfordernisse der ‚Verhinderung oder Begrenzung‘ sowie jene, die den Zustand betreffen, ergänzen sich also gegenseitig. Gemeinsam angewandt bieten sie einen wirksamen Rahmen für den Grundwasserschutz für die gesamte EU (siehe CIS-Leitfaden Nr. 17²⁰).**

Die in diesem Leitfaden beschriebenen Schwellenwerte werden zur Beurteilung des guten chemischen Zustands benötigt. Die Schwellenwerte (sowie das damit verbundene Einhaltungs-Regime) sind jedoch nicht auf die Erfüllung der Erfordernisse der ‚Verhinderungs- oder Begrenzungs‘-Zielsetzung ausgerichtet. Dies ist darin begründet, dass sie Grundwasser nicht vor Verschmutzung auf lokaler Ebene schützen.

²⁰ Guidance Document No. 17: Preventing or Limiting Direct and Indirect Inputs (2007)

Weitere Informationen über die Art und Weise der Umsetzung der ‚Verhinderungs- oder Begrenzungs‘-Ziele finden sich im entsprechenden Leitfaden zum Thema „Direkte und indirekte Einträge“²⁰. Ungeachtet dessen erscheint es sinnvoll, die verschiedenen Zwecke und Aufgaben von Grenzwerten und Schwellenwerten für den Grundwasserschutz zusammenzufassen:

1. Definitionen

Schwellenwert – wie bereits erläutert, wird ein Schwellenwert festgelegt, um der Einhaltung der gesetzlichen Erfordernisse des guten chemischen Zustands (zum Schutz der Rezeptoren) nachzukommen.

Kriterienwert – ist die Konzentration eines Schadstoffs ohne Berücksichtigung jeglicher natürlicher Hintergrundkonzentration. Wird er überschritten, kann dies zu einem Verfehlen des betreffenden Kriteriums für einen guten Zustand führen.

Grenzwert – ist die Konzentration und das damit verbundene Einhaltungs-Regime die, werden sie an der Schadstoffquelle nicht überschritten, einen inakzeptablen Eintrag in das Grundwasser verhindern. Beispiele von Grenzwerten sind Konzentrationen oder akzeptable Frachten, die im Rahmen einer Genehmigung als Bedingung oder Sanierungsziel für kontaminierte Böden festgelegt wurden. Ihre Messung erfolgt am Ursprung, d. h. dem Ort der Freisetzung.

Einhaltungswert – ist die Konzentration und das damit verbundene Einhaltungs-Regime die, werden sie am Punkt der Einhaltung (Point of Compliance), nicht überschritten, eine Verunreinigung verhindern. Er wird an der Verhinderungs-/Begrenzungs-Überwachungsstelle gemessen.

Sowohl Grenzwerte als auch Einhaltungswerte werden festgelegt, um die Grundwasserqualität auf lokaler Ebene im Zusammenhang mit dem ‚Verhinderungs- oder Begrenzungs‘-Ziel zu schützen.

2. Maßstab der Anwendung

Schwellenwerte, die festgelegt wurden, um die Erfordernisse der Artikel 3 und 4 der GWRL zu erfüllen, gelten nicht unbedingt an denselben Punkten der Einhaltung wie die Einhaltungswerte (wie im entsprechenden Leitfaden²⁰ beschrieben). Die Zustandsbeurteilung erfolgt an den über den Grundwasserkörper verteilten Überwachungsstellen des operativen und überblicksweisen Überwachungsnetzes. Einträge werden lokal an der Quelle des Eintrags an den Verhinderungs/Begrenzungs-Überwachungsstellen beurteilt, die real oder virtuell sein können. Dies bietet einen unmittelbareren und umfassenderen Schutz für das Grundwasser als Rezeptor an sich. Es sollte nicht unerwähnt bleiben, dass in manchen Fällen die Verhinderungs-/Begrenzungs-Überwachungsstelle, die zur Beurteilung herangezogen wird, ob der Eintrag akzeptabel ist, ebenso ein operativer Überwachungspunkt zur Zustandsbeurteilung sein kann. In diesem Fall ist der Schwellenwert ein geeigneter Einhaltungswert.

3. Ort der Anwendung

Schwellenwerte gelten für einen gesamten Grundwasserkörper, während Einhaltungswerte, welche die Ziele der ‚Verhinderung oder Begrenzung‘ unterstützen, für das gesamte Grundwasser gelten. Mehrere verschiedene Einhaltungswerte können an verschiedenen Punkten der Einhaltung angewandt werden. So gilt zum Beispiel Wasser innerhalb von unterbrochenen Schotterablagerungen an Flussterrassen oder Stauwasser in einem Torflager über Geschiebelehm als Grundwasser, und Schadstoffeinträge müssen verhindert oder begrenzt werden, um sicherzustellen, dass kein Rezeptor verschmutzt wird. Keine dieser geologischen Ablagerungen gelten jedoch als Grundwasserkörper (Bewirtschaftungseinheiten) und sie benötigen somit weder eine Zustandseinstufung noch Schwellenwerte.

4.3.3 Allgemeine Methodik zur Festlegung von Schwellenwerten

Die allgemeine Methodik zur Festlegung von Schwellenwerten in einem Grundwasserkörper ist in Abbildung 3 zusammengefasst.

Wie in Kapitel 4.3.1 betont, sollten bei der Festlegung von Schwellenwerten zwei Arten von Kriterien berücksichtigt werden: **Umweltkriterien** und **Nutzungskriterien**.

Schwellenwerte werden von den Mitgliedstaaten durch Vergleichen des Hintergrundwerts mit dem Kriterienwert festgelegt. Der Kriterienwert ist jene Konzentration eines Schadstoffs, ohne Berücksichtigung jeglicher natürlicher Hintergrundkonzentrationen, die bei Überschreitung zu einem Verfehlen des guten Zustands führen kann. Kriterienwerte sollten sowohl eine Risikoabschätzung als auch die Funktionen des Grundwassers berücksichtigen.

Beim Vergleich von Hintergrundwerten und Kriterienwerten kann es zu zwei Szenarien kommen:

- Fall 1: Der Hintergrundwert ist niedriger als der entsprechende Kriterienwert. In diesem Fall legen die Mitgliedstaaten den Schwellenwert im Einklang mit nationalen Strategien und einer Risikobeurteilung fest (was es ermöglicht, einen Schwellenwert über dem Hintergrundwert festzulegen, vorausgesetzt, dies kann eindeutig gerechtfertigt werden).
- Fall 2: Der Hintergrundwert ist höher als der entsprechende Kriterienwert. In diesem Fall sollte der Schwellenwert gleich dem Hintergrundwert sein.

Um jedoch das Konzept einer nachhaltigen Entwicklung zu integrieren und weitere wirtschaftliche Aktivitäten zu ermöglichen (dies gilt besonders für bereits bestehende Aktivitäten), steht es den Mitgliedstaaten offen, eine *geringfügige* Erhöhung des Hintergrundwertes in Betracht zu ziehen, die einer akzeptablen menschlichen Beeinflussung entspricht; allerdings unter der Berücksichtigung, dass dies den Schutz der betreffenden Rezeptoren nicht beeinträchtigt. Eine solche zulässige Zusatzkonzentration würde die Bestimmung gemäß Artikel 6 GWRL berücksichtigen, Einträge von Schadstoffen, die nicht als gefährlich erachtet werden, „zu begrenzen“. Weiters zielt sie darauf ab, ungewollte Probleme im Zusammenhang mit der Kontrolle der Einhaltung zu vermeiden, die aufgrund einer großen Anzahl von Brunnen mit geringfügigen, unbedeutenden Überschreitungen von Schwellenwerten entstünden. Aufgrund der Tatsache, dass die 90. Perzentile oft als Kriterium für die Auswahl des Hintergrundwertes gewählt wird, werden mindestens 10 % der beobachteten Überwachungsstellen wahrscheinlich Überschreitungen aufweisen, sollte der Schwellenwert exakt dem Hintergrundwert entsprechen. Dies würde für alle unter Szenario 2 fallenden Grundwasserkörper unweigerlich zu einer ‚geeigneten Untersuchung‘ führen, was sich als nicht machbar darstellt.

Die Mitgliedstaaten sollten die zulässige Zusatzkonzentration unter Einbeziehung einer Risikobeurteilung festlegen. Insbesondere wird empfohlen, die Empfindlichkeit oder Anfälligkeit eines Grundwasserkörpers zu berücksichtigen (einschließlich biogeochemischer Eigenschaften des Bodens und Schadstoffeigenschaften). Eine solche Abschätzung hängt vom Stand der Kenntnisse und der Zuverlässigkeit des konzeptionellen Modells ab. Es ist zu erwähnen, dass die Mitgliedstaaten in Einklang mit den Regelungen in Kapitel 4.3.1 Schwellenwerte aktualisieren können. Es mag daher unter Umständen auch nötig sein, die „zulässige Zusatzkonzentration“ infolge von Änderungen der Schwellenwerte unter Berücksichtigung neuer, z. B. aus Forschungsprojekten gewonnener Informationen anzupassen.

Neben sozio-ökonomischen Überlegungen ist ein Schwellenwert, der eine gewisse Zusatzkonzentration zum Hintergrundwert zulässt, wohl auch aus praktischen Gründen akzeptabel, einschließlich der Harmonisierung mit anderen Richtlinien wie der Nitratrichtlinie, der Trinkwasserrichtlinie und der UQN-Richtlinie. In all diesen Fällen **muss** jedoch der endgültige Schwellenwert alle Rezeptoren schützen (den Gebrauch durch den Menschen, Oberflächengewässer wie auch den ökologischen Zustand grundwasserabhängiger terrestrischer Ökosysteme). Außerdem wird der Grundwasserschutz durch das Erreichen der Zielvorgaben unter Artikel 5 und 6 der GWRL garantiert. Sie erfordern, dass die Mitgliedstaaten jeden signifikanten, steigenden Trend von Schadstoffen umkehren und den Schadstoffeintrag in das Grundwasser begrenzen oder verhindern²¹.

²¹ Guidance Document No. 17: Preventing or Limiting Direct and Indirect Inputs (2007)

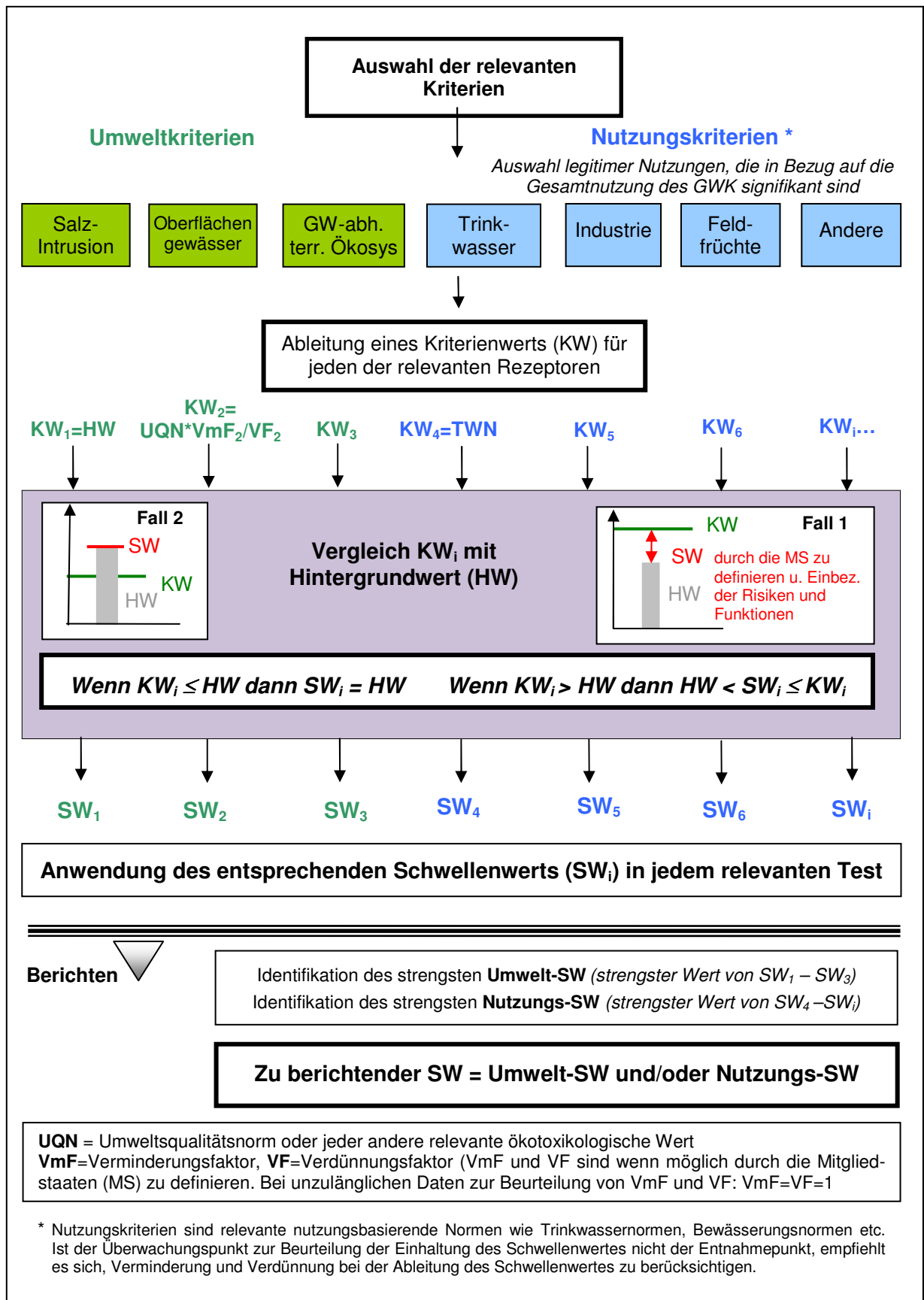


Abbildung 3: Allgemeine Methodik für die Ableitung von Grundwasserschwellenwerten.

Ableitung von Schwellenwerten für „verbundene aquatische Ökosysteme und grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme“

Wenn Grundwasser und Oberflächengewässer verbunden sind und insbesondere wenn Oberflächengewässer oder abhängige terrestrische Ökosysteme (Landökosysteme) von Grundwasser gespeist werden, werden die für den Schutz der verbundenen Oberflächengewässer oder Landökosysteme relevanten Kriterienwerte auf der Basis von Umweltqualitätsnormen (UQN) für Oberflächengewässer (oder anderen relevanten ökotoxikologischen Werten) abgeleitet. Für prioritäre Stoffe und andere Schadstoffe, die in einem Vorschlag der Kommission für eine Richtlinie über „Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG“ aufgelistet sind, können die in diesem Text festgelegten UQN verwendet werden. Jede andere lokal oder national durch einen Mitgliedstaat abgeleitete UQN – beispielsweise solche, die auf Ökotox-Testergebnissen aquatischer Organismen basieren – können ebenfalls angewandt werden.

Da sich die Konzentration eines Parameters in einem Grundwasserleiter von jener in einem Fluss unterscheiden kann, kann bei der Ableitung eines entsprechenden Kriterienwerts ein Verdünnungsfaktor (VF) oder ein Verminderungsfaktor (VmF) angesetzt werden.

Die Berechnung von Verminderungs- und Verdünnungsfaktoren wird vom Stand der Kenntnisse über die Wechselwirkung zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern, dem konzeptionellen Modell und der Lage der Überwachungsstellen im Grundwassersystem im Verhältnis zum Rezeptor abhängen (siehe Anhang 1 zum Thema allgemeine Prinzipien für die Anwendung von VF und VmF). Es steht jedem Mitgliedstaat frei, die Verdünnungsfaktoren (VF) und Verminderungsfaktoren (VmF) für jeden Grundwasserkörper nach eigener Methode und eigenem Wissen festzulegen. Die Vorschläge des BRIDGE-Projektes zur Berechnung von VF und VmF könnten ebenfalls genutzt werden²².

Der entsprechende Kriterienwert ist also gleich:

$$KW = UQN \cdot VmF / VF.$$

Verdünnung und Verminderung sollten **nicht** berücksichtigt werden, wenn die Überwachung am Rezeptor stattfindet.

In diesem Fall gilt:

$$VF = VmF = 1. \text{ Daher } KW = UQN_{\text{Oberflächengewässer}}$$

Zur Beachtung: Die Verwendung von VmF und VF setzt ein solides Verstehen des Grundwassersystems und seiner Beziehung zum Oberflächengewässer voraus. Wo diese Kenntnis fehlt, wird die Anwendung von VmF und/oder VF unter Umständen nicht möglich sein. In diesem Falle kann eine Vorgangsweise auf der Basis des Vorsorgeprinzips gewählt werden; d. h. $KW = UQN$.

In den zuvor gegebenen Empfehlungen – basierend auf den Ergebnissen von BRIDGE – wird VmF als < 1 angesehen. Hat ein Mitgliedstaat bereits Verminderungsfaktoren für manche Grundwasserkörper festgelegt, und sind diese VmF anders definiert (z. B. $VmF > 1$), so kann die oben angeführte Gleichung angepasst werden. Die Bestimmung des Schwellenwertes sollte allerdings immer auf der Basis von verfügbaren fundierten nationalen Kenntnissen erfolgen.

Ableitung von Schwellenwerten für „legitime Nutzungen“

Wird Grundwasser abseits der Erhaltung von Oberflächenwasserchemie und Ökologie für bestimmte Zwecke genutzt – z. B. zur Trinkwasserversorgung, Bewässerung von Feldfrüchten oder für die Nahrungsmittelproduktion – so müssen diese „legitimen Nutzungen“ im Rahmen der WRRL und der GWRL geschützt werden. Dazu müssen entsprechende Kriterienwerte definiert werden. So zum Beispiel müssen nur dann entsprechende Werte abgeleitet und berücksichtigt werden, wenn die Gesamtoberfläche oder das Gesamtvolumen des schadstoffbelasteten Bereichs, die diese „legitimen Nutzungen“ gefährden, im Vergleich zur Gesamtoberfläche oder dem Gesamtvolumen des Grundwasserkörpers „signifikant“ sind. Im Falle der Trinkwasserversorgung sollten Trinkwassernormen (TWN) bei der Ableitung von Kriterienwerten berücksichtigt werden. Für andere Nutzungsformen wie Bewässerung von Feldfrüchten und industrielle Zwecke wird dies fallweise zu beurteilen sein.

Ist die Überwachungsstelle, an der die Einhaltung des Schwellenwertes beurteilt wird, nicht zugleich der Entnahmepunkt, kann die Berücksichtigung von Verdünnung und Verminderung bei der Ableitung der Schwellenwerte und Kriterienwerte dienlich sein (siehe Anhang 1). Dies muss von den einzelnen Mitgliedstaaten entschieden werden.

²² Müller et al. (2006)

Es sollte jedoch darauf hingewiesen werden, dass das Einhaltungs-Regime für Trinkwasserschutzgebiete nicht nur die Kontrolle einer eventuellen Überschreitung von Schwellenwerten vorsieht, sondern auch überprüft, ob kein Bedarf für zusätzliche Wasseraufbereitungsmaßnahmen besteht, wie unter Artikel 7.3 der WRRL gefordert (siehe Kapitel 4.4.6).

Ableitung von Schwellenwerten für „Salz- oder andere Intrusionen“

Der relevante Schwellenwert für Salz- oder andere Intrusionen wird für Schlüsselparmeter (d. h. jene, die Intrusion anzeigen) der Hintergrundwert sein, da dies der geeignetste Umweltwert ist, wenn es um die Feststellung geht, ob eine Intrusion aufgrund von menschlicher Tätigkeit stattgefunden hat.

4.4 Verfahren zur Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands

Je nach den Ergebnissen der Risikoabschätzung müssen zur Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwassers verschiedene Tests durchgeführt werden. Gemäß den Zielen der WRRL und der GWRL sind die wichtigsten Kriterien, die bei diesen Tests zu berücksichtigen sind:

- Umweltkriterien. Dazu gehören:
 - Schutz der verbundenen Oberflächenwasserkörper;
 - Schutz der grundwasserabhängigen terrestrischen Ökosysteme;
 - Schutz der Grundwasserkörper vor Salz- oder anderen Intrusionen.
- Nutzungskriterien. Dazu gehören:
 - Trinkwasserschutz in Trinkwasserschutzgebieten;
 - Schutz anderer legitimer Nutzungen: Bewässerung von Feldfrüchten, Industrie

Jeder Einstufungstest berücksichtigt spezifische Elemente des chemischen Zustands, wie bereits in Kapitel 4.2 beschrieben und in Tabelle 2 zusammengefasst. Die folgenden Unterkapitel beschreiben jeden einzelnen Einstufungstest im Detail und gehen auf die einzelnen Testelemente ein.

Tabelle 2: Zusammenfassung von Einstufungstests und entsprechenden Zustands-Testelementen.

Einstufungselement	Einstufungstest	Testelemente			
		Daten-aggregation	Ausdehnung der Überschreitung	Ort der Überschreitung	Vertrauens-niveau
Keine signifikante Beeinträchtigung menschlicher Nutzung (GWRL Artikel 4(2)(c) (iv))	Allgemeine Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwasserkörpers insgesamt	✓	✓		✓
Keine signifikante Gefährdung der Umwelt durch Schadstoffe im gesamten Grundwasserkörper (GWRL Artikel 4(2)(c) (i) und Annex III 3).					
Keine Salz- oder anderen Intrusionen (WRRL Anhang V 2.3.2)	Salz- oder andere Intrusion	✓	✓	✓	✓
Keine signifikante Verminderung der ökologischen Qualität von Oberflächengewässern (WRRL Anhang V 2.3.2)	Keine signifikante Verminderung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern durch Schadstoffeintrag aus dem Grundwasserkörper	✓		✓	✓
Keine signifikante Verminderung der chemischen Qualität von Oberflächengewässern (WRRL Anhang V 2.3.2)					
Keine signifikante Schädigung von grundwasserabhängigen Landökosystemen (WRRL Anhang V 2.3.2)	Keine signifikante Schädigung von grundwasserabhängigen Landökosystemen durch Schadstoffeintrag aus dem GWK	✓		✓	✓
Keine Verminderung der Qualität von Wasser für den menschlichen Verbrauch (GWRL Artikel 4(2)(c) (iii)) und Anhang III 4)	Erfüllung der Erfordernisse der WRRL Artikel 7(3) – Trinkwasserschutzgebiete	✓		✓	✓

4.4.1 *Praktische Vorgangsweise*

Die Beurteilung des chemischen Zustands von Grundwasserkörpern kann als zweistufiger Prozess angesehen werden:

- Schritt 1: Überprüfung ob eine Überschreitung eines Schwellenwertes oder einer Qualitätsnorm vorliegt. Gibt es keine Überschreitung an keiner Überwachungsstelle, ist der Grundwasserkörper im guten Zustand.

Zur Beachtung: Der in Schritt 1 angewandte Schwellenwert ist der strengste mit Hilfe der in Kapitel 4.3 beschriebenen Methodik abgeleitete Wert. Diese Vorgangsweise steht im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip.

- Schritt 2: Gibt es eine (oder mehrere) Überschreitung(en) einer Qualitätsnorm oder eines Schwellenwerts, dann sollte eine „geeignete Untersuchung“ durchgeführt werden. Diese umfasst die Ausführung der verschiedenen, im entsprechenden Einstufungstest beschriebenen Schritte, damit festgestellt werden kann, ob die Überschreitung eine Verfehlung des guten chemischen Zustands verursacht.

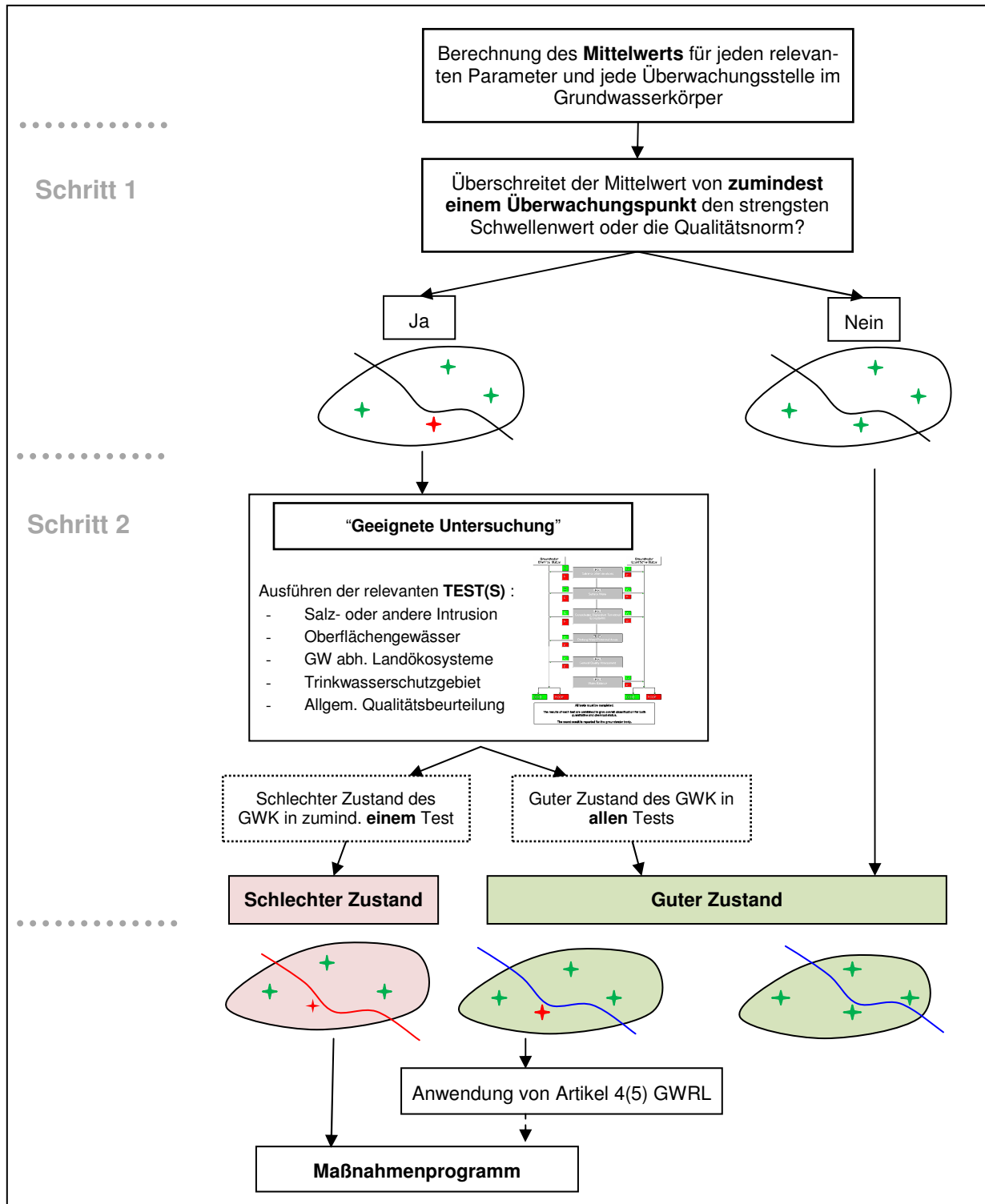


Abbildung 4: Allgemeine Vorgangsweise bei der Beurteilung des chemischen Zustands eines Grundwasserkörpers.

4.4.2 Test: Allgemeine Beurteilung des chemischen Zustands eines Grundwasserkörpers insgesamt

Dieser Test berücksichtigt die Beurteilung von:

- einem signifikanten Umweltrisiko durch Schadstoffe im gesamten Grundwasserkörper sowie
- einer signifikanten Beeinträchtigung der Verwendbarkeit durch den Menschen.

Auf Basis der gesetzlichen Erfordernisse konzentriert sich die allgemeine Beurteilung des chemischen Zustands von Grundwasser auf den gesamten Grundwasserkörper und zieht folgende Elemente in Betracht:

- **Kriterien** zur Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands in Bezug auf diesen Test (GW-QN und SW)
- **Datenaggregation**
- **Ausdehnung** der Überschreitungen
- **Zuverlässigkeit** der Beurteilung (unter Berücksichtigung des Konzentrationsniveaus).

Im Rahmen der Beurteilung werden Gruppen von Grundwasserkörpern besonderer Beachtung und Behandlung bedürfen. Grundwasserkörper können für Überwachungszwecke gruppiert werden, solange sichergestellt ist, dass die Überwachungs- und Umweltziele für jeden der gruppierten Körper verlässlich erreicht werden können²³. Der Leitfaden zum Grundwasser-Monitoring unterscheidet zwischen dem Gruppieren von gefährdeten und nicht gefährdeten Grundwasserkörpern. Gelten Grundwasserkörper als gefährdet, die Ziele unter Artikel 4 WRRL nicht zu erreichen, wird die Einrichtung von zumindest einer Überwachungsstelle pro Grundwasserkörper empfohlen. Sind Grundwasserkörper nicht gefährdet, ist es nicht notwendig, für jeden einzelnen Grundwasserkörper in der Gruppe von Grundwasserkörpern eine Überwachungsstelle einzurichten.

Zeigen Untersuchungsergebnisse eine Überschreitung an einer oder mehreren Überwachungsstelle(n) an, sollte das konzeptionelle Modell für die Gruppe überarbeitet werden, um sicherzustellen, dass es weiterhin für alle Körper in der Gruppe gilt. Wenn sich die Argumentation der Gruppierung der Grundwasserkörper weiterhin bestätigt, kann davon ausgegangen werden, dass der Zustand der einzelnen Körper gleich ist, und es daher keinen Bedarf gibt, die Gruppe zu teilen. Ist dies nicht der Fall, müssen die Gruppierung überdacht und die Tests entsprechend angewandt werden.

Vorgeschlagene Vorgangsweise:

- Schritt 1 (Aggregation): Es ist zu überprüfen, ob die Mittelwerte eines relevanten Parameters an einer Überwachungsstelle eine GW-QN oder einen SW überschreitet. Ist dies nicht der Fall, wird empfohlen, dem Grundwasserkörper für den relevanten Parameter einen guten chemischen Zustand zuzusprechen. Es bedarf keiner weiteren Untersuchung und Beurteilung. Im Falle einer Überschreitung sollte mit Schritt 2 des Prozesses fortgesetzt werden.
- Schritt 2 (Gruppen von Grundwasserkörpern): Im Falle einer Gruppe von Grundwasserkörpern sollte die Gruppe, wenn nötig, geteilt werden und die einzelnen Körper, die eine Überschreitung aufwiesen, sollten auf der Basis eines verbesserten konzeptionellen Modells ordentlich abgegrenzt und im Zuge des Tests als individuelle Grundwasserkörper betrachtet werden.
- Schritt 3 (Überschreitung): Die Ausdehnung einer Überschreitung (von Mittelwerten) ist für jeden Stoff einzeln zu berechnen und mit einer zulässigen Ausdehnung zu vergleichen, aufgrund derer ein Grundwasserkörper noch guten chemischen Zustand aufweist. Es wird vorgeschlagen, eine einfache Methode anzuwenden, die das Verhältnis zwischen der Fläche bzw. dem Volumen eines Grundwasserkörpers, in der/dem eine Überschreitung einer GW-QN oder eines SW auftritt, und der Gesamtfläche oder dem Gesamtvolumen des Grundwasserkörpers berücksichtigt. Eine akzeptable Ausdehnung von Überschreitungen ist dann gegeben, wenn für jeden Stoff 20 %²⁴ des gesamten Grundwasserkörpers nicht überschritten werden.

²³ Guidance Document No. 15: Groundwater Monitoring (2007)

²⁴ Das 20 %-Kriterium wird als Standard-Kriterium vorgeschlagen – in Abhängigkeit von der jeweiligen Situation im GWK und dem Messnetz kann ein anderer Prozentsatz gewählt oder eine alternative Methode für die Bestimmung der Ausdehnung einer Überschreitung gewählt werden. Eine Erklärung und Beschreibung der angewandten Methode sollte im RBMP (Flussgebietsbewirtschaftungsplan) zusammengefasst festgehalten werden.

- Schritt 4 (Zuverlässigkeit der Beurteilung): Wenn die Ausdehnung der Überschreitung über 20 % (oder andere relevante Kriterien) hinausgeht, sollte eine zusätzliche Beurteilung Klarheit schaffen, ob ein Grundwasserkörper guten Zustand erreicht oder nicht. Eine solche Beurteilung könnte eine Bewertung der Zuverlässigkeit der Beurteilung beinhalten, welche als Entscheidungsgrundlage dafür dienen kann, ob die Ausdehnung einer Überschreitung akzeptabel ist oder nicht. Diese Beurteilung der Zuverlässigkeit könnte Unsicherheiten hinsichtlich der Analytik, des Überwachungsnetzes und aufgrund von Konzentrationsschwankungen in Betracht ziehen. Im Falle nicht ausreichender Daten könnte ein deterministischer Zugang gewählt werden, um Belastungen und Auswirkungen genauer beurteilen zu können.

Einige statistische Beurteilungsmethoden stellen Anforderungen an die Gestaltung des Überwachungsnetzes (z. B. Verteilung der Überwachungsstellen), die im Voraus berücksichtigt werden müssen. Manche Aggregationsmethoden (z. B. Kriging) berücksichtigen bereits eine ungleichmäßige Verteilung der Überwachungsstellen durch Gewichtung.

Wenn die Vorbedingungen für die Messnetzgestaltung nicht über den gesamten Grundwasserkörper hinweg erfüllt werden, können die Abgrenzung von Teil-Grundwasserkörpern und/oder die Gewichtung einzelner Überwachungsstellen im Aggregationsverfahren helfen.

Im Falle abgegrenzter Teil-Grundwasserkörper wird vorgeschlagen, die Beurteilung für jeden einzelnen entsprechend durchzuführen und danach die jeweiligen Ergebnisse der Teil-Grundwasserkörper zu aggregieren, um ein Ergebnis für den gesamten Grundwasserkörper geben zu können.

Ein Gewichtungsverfahren kann dabei helfen, die durch das konzeptionelle Modell und durch die Gestaltung des Messnetzes identifizierten Variabilitäten innerhalb eines Grundwasserkörpers zu berücksichtigen (z. B. Belastung, Empfindlichkeit, Auswirkung). Das Gewichtungsverfahren sollte im Einklang mit den Grundsätzen der Einstufungsmethode stehen.

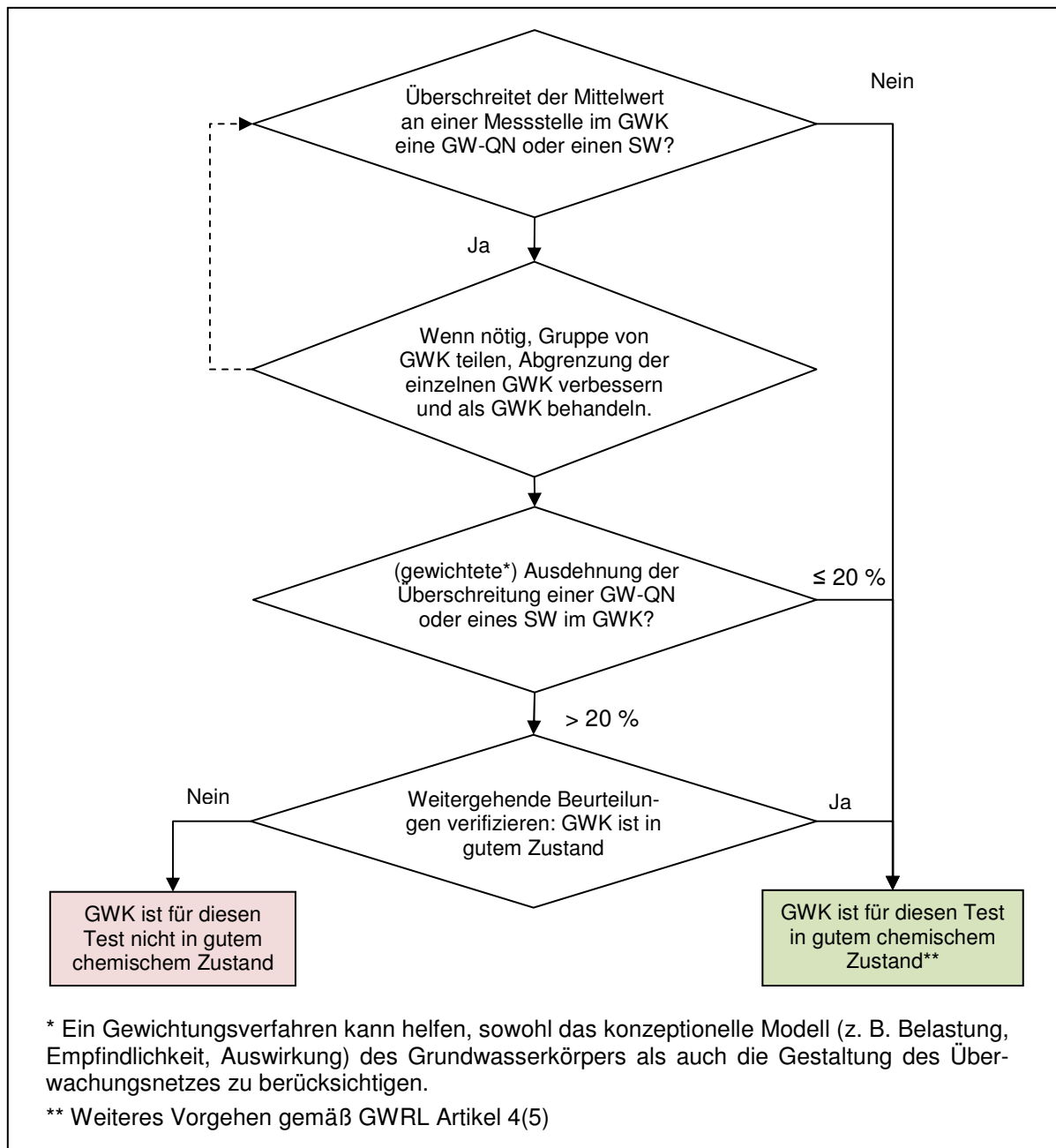


Abbildung 5: Vorgeschlagene Vorgangsweise für die allgemeine Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwasserkörpers insgesamt.

4.4.3 Test: Salz- oder andere Intrusionen

Dieser Test betrachtet die Beurteilung von Salz- oder anderen Intrusionen gemäß WRRL Anhang 2.3.2.

Die verschiedenen Arten von Intrusionen, die in dieser Beurteilung berücksichtigt werden, sind in Abbildung 6 (Quelle: UKTAG) dargestellt. Dazu gehören:

- Marine Salzintrusion, wie häufig in küstennahen Aquiferen besonders im mediterranen Bereich beobachtet sowie
- saline Intrusion aus geologischen Quellen aufgrund des Einflusses von fossilem Haftwasser (connate water) oder durch Einsickern aus salzigen Schichten wie Evaporiten in den Grundwasserkörper.

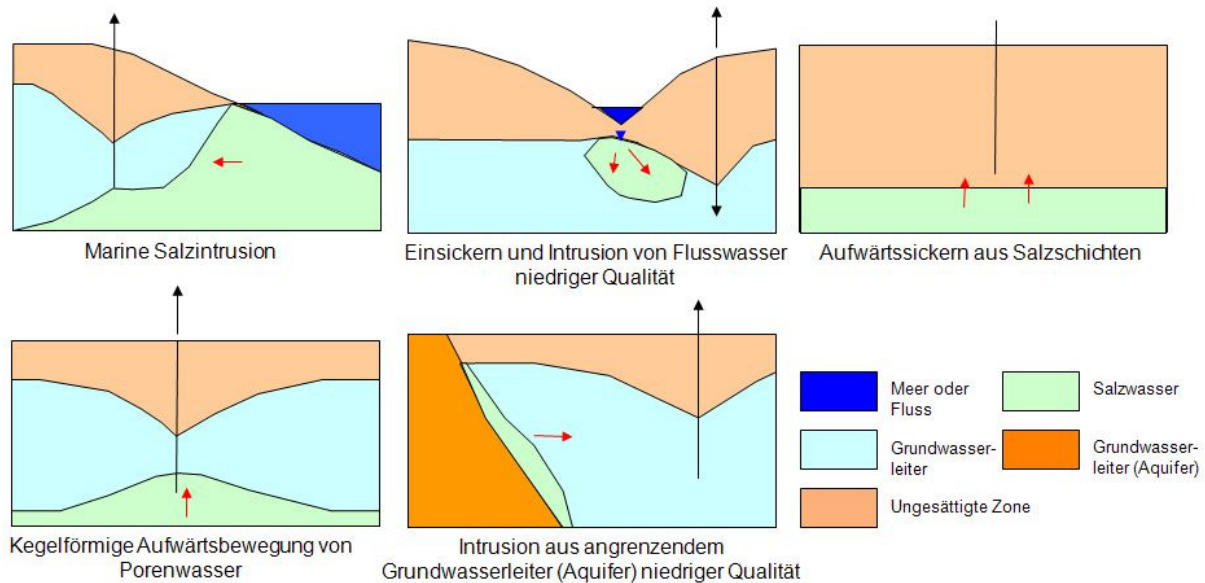


Abbildung 6: Verschiedene Intrusionsarten (Quelle: UKTAG).

Auf der Basis gesetzlicher Erfordernisse berücksichtigt die Beurteilung von Salz- oder anderen Intrusionen die folgenden Elemente:

- **Kriterien** für die Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands in Bezug auf diesen Test (*GW-QN und SW*)
- **Datenaggregation**
- **Ausdehnung** der Überschreitungen
- **Ort** der Überschreitung
- **Zuverlässigkeit** der Beurteilung.

Der Test ist zudem gekoppelt mit der Beurteilung des mengenmäßigen Zustands des Grundwassers sowie mit der Beurteilung anhaltender und signifikanter steigender Trends (siehe Kapitel 5 und 6).

Die Beurteilung des mengenmäßigen Zustands von Grundwasser sollte vor dem Überprüfen des chemischen Zustands erfolgen. Dadurch werden bereits jene Gebiete identifiziert, in denen es aufgrund von Entnahmen zu Belastungen und daher zu einem Risiko von Salzwasser- oder anderer Intrusion kommt.

Der gute Zustand des Grundwassers ist nicht erreicht,

- wenn ein Schwellenwert von einem Mittelwert eines Parameters an einer relevanten Überwachungsstelle überschritten wird **und**
- wenn entweder ein signifikanter und anhaltender steigender Trend bezüglich eines oder mehrerer Schlüsselparameter an einer oder mehreren relevanten Überwachungsstellen vorliegt oder
- wenn an einem Entnahmepunkt eine signifikante Auswirkung als Folge einer Intrusion besteht.

Als relevante Schwellenwerte gelten die Hintergrundwerte für die Schlüsselparameter, wie z. B. Cl^- und SO_4^{2-} oder die elektrische Leitfähigkeit.

Einige Grundwasserkörper weisen aufgrund der Geochemie des Aquifers oder angrenzender hydrostratigrafischer Einheiten einen natürlich erhöhten Salzgehalt auf. Für diesen Test scheinen aufgrund der komplexen Fluktuation der Grundwasserqualität am Übergang zwischen Süßwasser-Salzwasser numerische Schwellenwerte allein nicht als einzig bestimmend. Zur Bestätigung der Präsenz einer solchen Intrusion wird ein nachweisorientierter Zugang vorgeschlagen.

Bezüglich der Intrusion marinen Salzwassers in einen Grundwasserkörper und der speziellen Wasserversorgungssituation auf Inseln empfiehlt es sich, zwischen horizontaler Intrusion, die ein regionales Problem widerspiegelt, und vertikaler Intrusion, die eher von lokaler Bedeutung und beschränkter Ausdehnung ist, zu unterscheiden. Eine wesentliche Grundlage für eine solche Unterscheidung ist das konzeptionelle Verständnis des Grundwasserkörpers.

Vorgeschlagene Vorgangsweise:

- Schritt 1 (Nachweis):
 - Identifikation von Gebieten, in denen natürlich hohe Salzkonzentrationen (marinen oder geologischen Ursprungs) vorkommen;
 - Identifikation von Gebieten, in denen es Belastungen aufgrund von Entnahmen (Pumpen) bzw. Risiken von Salz- oder anderen Intrusionen gibt (siehe Kapitel 5.3.4).
- Schritt 2 (Aggregation und Ort):
 - Identifikation entsprechender Überwachungsstellen, an denen relevante GW-QN und SW von Mittelwerten eines oder mehrerer Parameter überschritten werden;
 - Berücksichtigung der Lage einer solchen Überschreitung gemeinsam mit den Belastungsbereichen durch Abpumpen und somit der Gefahr von Salz- oder anderen Intrusionen (wie im Test für den mengenmäßigen Grundwasserzustand identifiziert – siehe Kapitel 5.3.4);
 - Berücksichtigung des konzeptionellen Modells des Grundwasserkörpers. Eine horizontale Intrusion verursacht im Wesentlichen ein regionales Problem, während eine vertikale Intrusion ein lokales, punktuell Problem darstellen kann.
- Schritt 3 (Trend): Berechnung von Trends bei Schlüsselparametern, wie z. B. Cl^- und SO_4^{2-} oder elektrischer Leitfähigkeit sowie aller anderen Stoffe, die eine Ausbreitung von Intrusionen anzeigen (siehe Kapitel 6.3.4).
- Schritt 4 (Auswirkungen): Identifikation aller signifikanten Auswirkungen an Grundwasserentnahmestellen als Folge einer Intrusion.

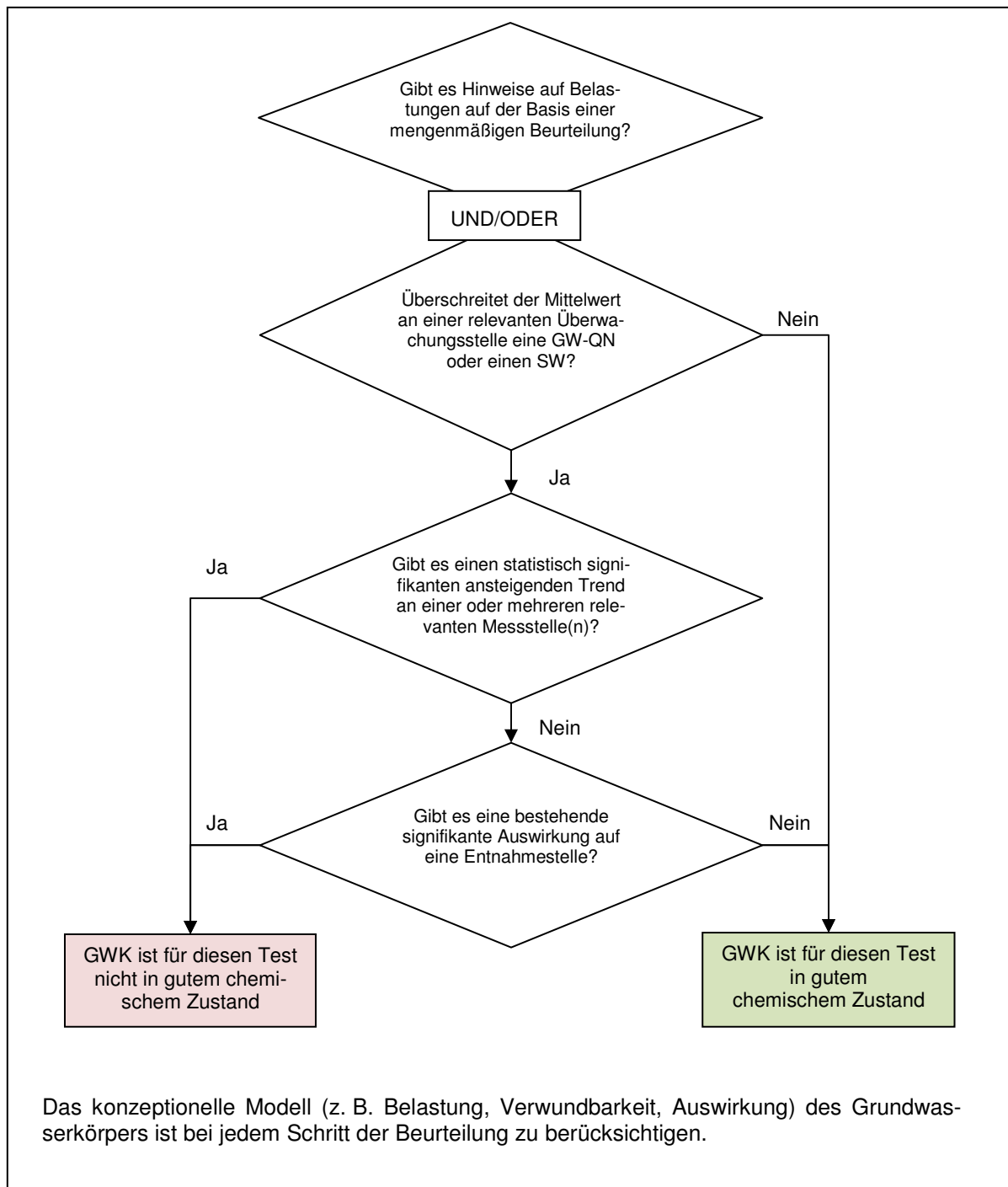


Abbildung 7: Vorgeschlagene Vorgangsweise für die Überprüfung von Salz- und anderen Intrusionen.

4.4.4 Test: Signifikante Verschlechterung der Wasseroberflächenchemie und -ökologie aufgrund von Schadstoffeintrag aus dem Grundwasserkörper

Dieser Test berücksichtigt die Beurteilung

- einer signifikanten Verschlechterung der Oberflächenwasserökologie sowie
- einer signifikanten Verschlechterung der Oberflächenwasserchemie.

Auf Basis der gesetzlichen Erfordernisse werden folgenden Elemente bei der Beurteilung berücksichtigt:

- **Kriterien** zur Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands in Bezug auf diesen Test (*GW-QN und SW*)
- **Datenaggregation**
- **Ort** der Überschreitung
- **Zuverlässigkeit** der Beurteilung.

Der Zustand wird mittels einer Kombination von Oberflächenwasser-Einstufungsergebnissen und einer Beurteilung chemischer Einträge (Schadstofftransfer) von den Grundwasserkörpern in die Oberflächenwasserkörper bestimmt. Der Test zielt darauf ab, festzustellen, ob der Eintrag von Schadstoffen aus dem Grundwasser in das Oberflächenwasser oder jegliche daraus resultierende Auswirkung ausreichend ist, die Einhaltung der Ziele der WRRL für diese verbundenen Oberflächenwasserkörper zu gefährden.

Der Test sollte für alle Grundwasserkörper durchgeführt werden, die mit gefährdeten Oberflächenwasserkörpern verbunden sind, wobei das konzeptionelle Modell für jeden Grundwasserkörper berücksichtigt werden sollte.

Vorgeschlagene Vorgangsweise:

- Schritt 1 (gefährdetes Oberflächenwasser): Verfehlt der Oberflächenwasserkörper die Umweltziele (erreicht er nicht zumindest den guten Zustand) und trägt der Grundwasserkörper dazu bei?
- Schritt 2 (Datenaggregation und Ort):
 - Identifikation jeglicher Überschreitung einer relevanten Grundwasserqualitätsnorm oder eines relevanten Schwellenwertes im Grundwasserkörper durch einen für jede relevante Überwachungsstelle berechneten Konzentrationsmittelwert;
 - Berücksichtigung, ob eine Überschreitung einer relevanten Grundwasserqualitätsnorm oder eines relevanten Schwellenwertes in einem Gebiet stattfindet, wo Schadstoffe in das Oberflächenwasser eingetragen werden könnten.
- Schritt 3 (Schadstofftransfer): Abschätzung der Menge (und der Konzentration) des Schadstoffes, der (wahrscheinlich) in den Rezeptor (Oberflächenwasser) eingetragen wird sowie der voraussichtlichen Auswirkungen. Die gesamte grundwasserbedingte Schadstofffracht in das Oberflächenwasser kann unter Einbeziehung von Grundwasser-Oberflächenwasser-Verdünnungsfaktoren und Verminderungsraten geschätzt werden. Stellt die aus dem Grundwasser resultierende Schadstofffracht einen signifikanten Eintrag in das Oberflächenwasser dar (z. B. mehr als 50 % der Gesamtfracht), so befindet sich der Grundwasserkörper in einem schlechten Zustand.

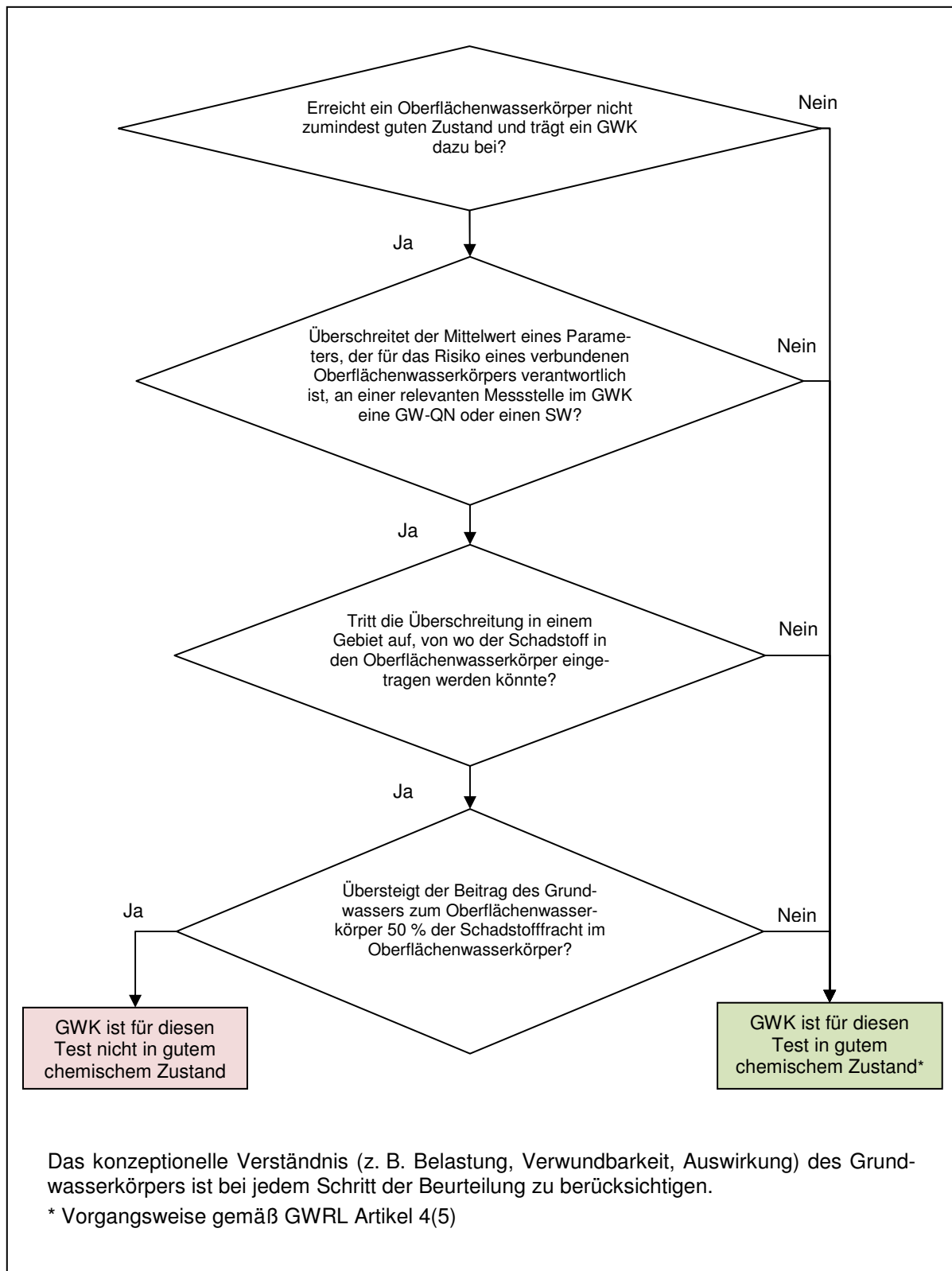


Abbildung 8: Vorgeschlagene Vorgangsweise für die Überprüfung einer signifikanten Schädigung der ökologischen oder chemischen Qualität eines mit dem Grundwasserkörper verbundenen Oberflächenwasserkörpers.

4.4.5 Test: Signifikante Schädigung des grundwasserabhängigen terrestrischen Ökosystems durch Schadstoffeintrag aus dem Grundwasserkörper

Dieser Test betrachtet die Beurteilung jeder signifikanten Schädigung eines grundwasserabhängigen terrestrischen Ökosystems (GWATÖ) (WRRL Anhang V 2.3.2).

Auf Basis der gesetzlichen Erfordernisse berücksichtigt die Beurteilung die folgenden Elemente:

- **Kriterien** für die Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands in Bezug auf diesen Test (*GW-QN und SW*)
- **Datenaggregation**
- **Ort** der Überschreitung
- **Zuverlässigkeit** der Beurteilung.

Dieser Test soll feststellen, ob Schadstoffkonzentrationen in einem Grundwasserkörper zu einer Beeinträchtigung eines GWATÖ führen können, die ausreichen, die Erreichung der Ziele der WRRL oder andere relevante Ziele für Schutzgebiete zu gefährden.

Der Test sollte für alle Grundwasserkörper durchgeführt werden, die mit grundwasserabhängigen, beträchtlich geschädigten (oder von Schädigung bedrohten) Landökosystemen verbunden sind – unter Berücksichtigung des konzeptionellen Modells jedes Grundwasserkörpers in jeder Phase der Beurteilung.

Vorgeschlagene Vorgangsweise:

- Schritt 1 (GWATÖ geschädigt): Gibt es ein geschädigtes GWATÖ (oder ein von Schädigung bedrohtes GWATÖ), das direkt vom beurteilten Grundwasserkörper abhängt?
- Schritt 2 (Datenaggregation und Ort):
 - Jegliche Überschreitung einer relevanten Grundwasserqualitätsnorm oder eines Schwellenwertes im Grundwasserkörper ist zu identifizieren, wobei die an jeder relevanten Überwachungsstelle berechneten Mittelwerte zum Einsatz kommen.
 - Die Lage jeder Überschreitung einer relevanten Grundwasserqualitätsnorm oder eines Grenzwertes ist festzustellen, um bestimmen zu können, ob es sich um ein Gebiet handelt, aus dem Schadstoffe in das GWATÖ eingetragen werden können.
- Schritt 3 (Schadstoffeintrag): Die Menge (und Konzentration) eines Schadstoffes, der (wahrscheinlich) in den Rezeptor (GWATÖ) eingetragen wird sowie die voraussichtlichen Auswirkungen sind abzuschätzen. Die insgesamt durch Grundwasser in das GWATÖ eingebrachte Schadstofffracht kann auf Basis der Kenntnis von Verdünnungsfaktoren und Verminderungsraten zwischen Grundwasser und GWATÖ abgeschätzt werden.

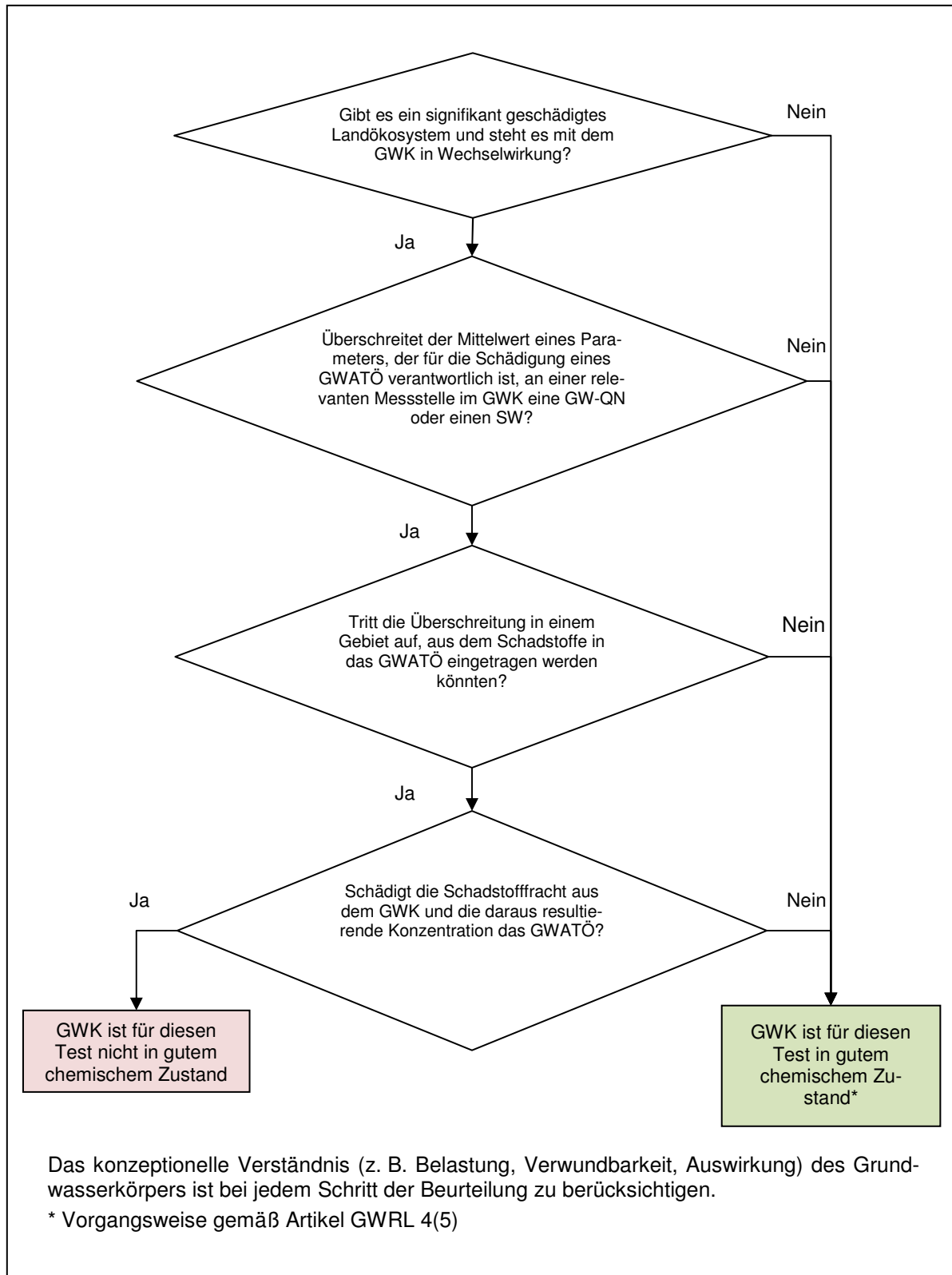


Abbildung 9: Vorgeschlagene Vorgangsweise für die Überprüfung einer signifikanten Schädigung terrestrischer Ökosysteme mit direkter Abhängigkeit vom Grundwasserkörper.

4.4.6 Test: Einhaltung der Erfordernisse nach Artikel 7(3) WRRL – Trinkwasserschutzgebiete

Dieser Test bewertet die Verschlechterung der Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (GWRL Artikel 4(2)(c) (iii) und Anhang III Teil 4). Dieses Kapitel sollte in Verbindung mit bestehenden Leitfäden gelesen werden, insbesondere mit dem Leitfaden zum Grundwasser-Monitoring²⁵ und dem Leitfaden zum Thema Grundwasser in Trinkwasserschutzgebieten²⁶. Gemäß letzterem werden Trinkwasserschutzgebiete (TWSG) als gesamte Grundwasserkörper interpretiert, spezifische Schutzmaßnahmen können sich auf Schongebiete (safeguard zones) konzentrieren.

Entsprechend WRRL Artikel 7(3) sollen die Mitgliedstaaten für den Schutz von als TWSG identifizierten Grundwasserkörpern sorgen, „... um eine Verschlechterung ihrer Qualität zu verhindern und so den für die Gewinnung von Trinkwasser erforderlichen Umfang der Aufbereitung zu verringern“.

Die folgenden Aspekte des Leitfadens zum Thema Grundwasser in Trinkwasserschutzgebieten²⁶ scheinen von höchster Bedeutung bei der Beurteilung des Grundwasserzustands:

- Es wird empfohlen, dass in Bezug auf Entnahmen, die der Trinkwasserrichtlinie²⁷ unterliegen, die Überwachung von nicht aufbereitetem Wasser im Rahmen der Prinzipien der überblicksweisen und operativen Überwachung (betreffend Häufigkeit) stattfindet. Die Mitgliedstaaten sollten im Vorfeld dafür sorgen, dass die Überwachung repräsentativ und ausreichend ist, um signifikante und anhaltende Veränderungen der Grundwasserqualität aufgrund anthropogener Einflüsse festzustellen. Empfehlungen z. B. die Auswahl von Überwachungsstellen und der Gruppierung solcher Stellen betreffend, werden im Leitfaden zum Grundwasser-Monitoring beschrieben.
- Die Beurteilung der Gefahr der Verschlechterung sollte für jeden einzelnen unter der Trinkwasserrichtlinie überwachten Parameter stattfinden. Dazu gehören chemische, radiologische und mikrobiologische Parameter.
- Punkte der Einhaltung sollten an oder nahe der Grundwasserentnahmestelle und vor jeglicher Aufbereitung liegen.
- Bezugswerte (benchmark data) zur bestehenden Grundwasserqualität werden für jene Schadstoffe benötigt, von denen eine Verschlechterungsgefahr ausgehen könnte. Mithilfe dieser Bezugswerte kann dann die Verschlechterung der Qualität (zukünftige Trends) beurteilt werden. Wo ausreichendes Datenmaterial aus der Grundwasserüberwachung vorhanden ist, um ‚Ausgangspunkte für die Identifikation von Trends‘²⁸ zu definieren, wird empfohlen, diese auf Basis der vorhandenen Daten festzulegen – andernfalls sollte gewartet werden, bis genügend Daten vorhanden sind.
- Für zukünftige Entnahmen müssen Ausgangspunkte für die Identifikation von Trends und Aufbereitungsniveaus bestimmt werden, sobald die geplante Trinkwasserentnahme eingerichtet und erstmals überprüft wird.
- Die Schließung einer Trinkwasserquelle aufgrund einer Qualitätsabnahme wird als ein Indikator dafür betrachtet, dass die Ziele entsprechend WRRL Artikel 7(3) möglicherweise nicht erreicht wurden, jedoch nur dort, wo eine Verschlechterung der Qualität auf anthropogene Effekte zurückzuführen ist.
- Ein gewisses Maß an Verschneidung (Mischen von Wässern), um die Rohwasserqualität innerhalb eines Brunnenfeldes auszugleichen, kann angesichts einer bestehenden Entnahmeanlage akzeptabel oder auch unvermeidlich sein. Das Mischen von Wässern aus verschiedenen Brunnenfeldern könnte jedoch signifikante und anhaltende Veränderungen der Grundwasserqualität verschleiern.
- Die Zustandsbeurteilung sollte das Hauptaugenmerk darauf legen, ob es in der Qualität des unbehandelten Wassers an der Entnahmestelle zu signifikanten und anhaltenden Veränderungen (Trend) – wie durch das Überwachungsprogramm ermittelt – gekommen ist. Gibt es keine derartigen Veränderungen, besteht die berechtigte Annahme, dass keine Veränderungen im Aufberei-

²⁵ Guidance Document No. 15: Groundwater Monitoring (2007)

²⁶ Guidance Document No. 16: Groundwater in Drinking Water Protected Areas (2007)

²⁷ Richtlinie des Rates 98/83/EG

²⁸ ‚Ausgangspunkt für die Identifikation von Trends‘ bezeichnet den Durchschnittswert, der auf der Grundlage des gemäß Artikel 8 der Richtlinie 2000/60/EG umgesetzten Überwachungsprogramms mindestens in den Referenzjahren 2007 und 2008 gemessen wurde oder der im Falle von nach diesen Referenzjahren ermittelten Stoffen im ersten Zeitraum gemessen wurde, für den ein repräsentativer Zeitraum mit Überwachungsdaten verfügbar ist (GWRL Artikel 2(6))

tungsumfang vorgenommen werden müssen. Kommt es zu signifikanten und anhaltenden Trends und findet eine Aufbereitung bereits statt, so wird in den meisten Fällen jede weitere Qualitätsabnahme mit der Zeit Auswirkungen auf den Umfang der Aufbereitung haben. Wo Trinkwassernormen noch nicht überschritten sind und noch keine Aufbereitung stattfindet, sollten die potenzielle zukünftige Verschlechterung und ihre Auswirkungen auf die Aufbereitung beurteilt werden.

- Lediglich im Falle von nachweislich signifikanten Veränderungen in der Qualität des Rohwassers, die auf anthropogenen Einfluss zurückgeführt werden können, müssen die Auswirkungen auf den Umfang einer Aufbereitung an einer Entnahmestelle beurteilt werden. So können Erhebung und Beurteilung zusätzlicher Daten minimiert werden.
- Für die Beurteilung von Veränderungen des Umfangs einer Aufbereitung wären genaue Kenntnisse des Aufbereitungsprozesses vonnöten (z. B. für welche Parameter eine Aufbereitung eingerichtet wurde, der Umfang sowie der Einsatz von Verbrauchsmaterial wie etwa Chemikalien).
- Es erweist sich als schwierig, eine genaue Anleitung dafür zu geben, was eine Veränderung des Umfangs einer Aufbereitung bedeutet, doch wird den Mitgliedstaaten nahe gelegt, die folgenden Faktoren im Einzelfall zu berücksichtigen:
 - Der Zeitraum, in dem eine potenzielle Zunahme einer Aufbereitung notwendig ist – handelt es sich um eine vorübergehende oder langfristige Zunahme?
 - Wie sieht die allgemeine Tendenz hinsichtlich der Aufbereitung an diesem Standort aus?
 - Ist neue Ausrüstung vonnöten?
 - Gibt es irgendwelche Veränderungen bei der Gerätschaft oder den Chemikalien, die auf eine verstärkte oder effizientere Aufbereitung abzielen? Eine Veränderung im Aufbereitungsvorgang kann technologische Veränderungen widerspiegeln und nicht unbedingt einen erhöhten Umfang der Aufbereitung an sich.
 - Was ist der Zweck, wenn es zur Verschneidung von Wässern aus verschiedenen Quellen kommt? Ist dies ein Indikator dafür, dass es innerhalb des TWSG eine signifikante und anhaltende Veränderung der Qualität des Rohwassers gibt?
- Informationen über die Störung, Schließung und Auflassung bestehender Trinkwasserversorgungen aufgrund anthropogener Kontamination sollten gesammelt werden, um mit Hilfe dieser Nachweise das Überwachungssystem unterstützen zu können, das trotz aller Bemühungen möglicherweise nicht alle Verschmutzungsfälle entdeckt. Diese Daten können auch dafür herangezogen werden, zu beurteilen, ob eventuell notwendige Schutzmaßnahmen Wirkung zeigen.
- Es sollte hier erwähnt werden, dass Veränderungen der Grundwasserqualität nicht nur direkt in der Freisetzung von Schadstoffen, sondern auch durch die Auswirkungen von Entnahmen begründet sein können. Derartige Effekte sollten ebenfalls in Betracht gezogen werden.

Im Rahmen der Beurteilung des chemischen Zustands erfüllen Schongebiete keine spezifische Funktion. Der Sinn von Schongebieten (safeguard zones), die von den Mitgliedstaaten nach WRRL Artikel (7)3 definiert werden können, liegt darin, Maßnahmen gezielt auf die Gewährleistung des erforderlichen Schutzes auszurichten, um so eine Qualitätsabnahme zu verhindern. Schongebiete können auch dabei hilfreich sein, Entnahmestellen zum Zwecke der Überwachung und Beurteilung zu gruppieren. In Fällen, wo mehrere einzelne Grundwasserentnahmestellen Teil einer Gruppe derartiger Stellen innerhalb eines Schongebiets sind und das Überwachungsregime konsistent und repräsentativ ist, kann auch nur eine repräsentative Auswahl von Entnahmestellen überwacht und beurteilt werden.

Vorgeschlagene Vorgangsweise:

Zusätzlich zur Beurteilung, ob die Erfordernisse der Trinkwasserrichtlinie erfüllt sind, wie in WRRL Artikel 7(2) festgehalten, verlangt WRRL Artikel 7(3) eine nähere Untersuchung und die Entwicklung eines Testverfahrens.

Das vorgeschlagene Verfahren zur Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands betreffend WRRL Artikel 7(3) berücksichtigt die gesetzlichen Erfordernisse und die in den betreffenden Leitfäden festgehaltenen Empfehlungen und kann wie folgt zusammengefasst werden:

- Der Test bezieht sich auf die relevanten (TWSG) Überwachungsstellen, wie im Leitfaden zum Grundwasser-Monitoring²⁹ empfohlen:

²⁹ Guidance Document No. 15: Groundwater Monitoring (2007)

- Schritt 1 (Änderung im Umfang einer Aufbereitung): Es sollte kein Anzeichen erhöhter Aufbereitung aufgrund einer Veränderung der Wasserqualität (Wassermenge) gegeben sein; hierbei sollten veränderte Mischungsverhältnisse sowie die Schließung von Anlagen berücksichtigt werden.
- Schritt 2 (Verminderung der Wasserqualität): Die Beurteilung der Qualitätsminderung konzentriert sich auf die Rohwasserqualität an der Entnahmestelle, vor jeglicher Aufbereitung.
 - Ein Ausgangspunkt für die Identifikation von Trends ist für jeden relevanten Verschmutzungsfaktor (chemisch, radiologisch und mikrobiologisch) zu ermitteln, der eine Gefahr einer Qualitätsminderung darstellt.
 - Eine signifikante, auf anthropogenen Einfluss begründete Veränderung ist zu ermitteln (Trendermittlung unter Berücksichtigung der Ausgangspunkte für die Identifikation von Trends und der arithmetischen Jahresmittelwerte – siehe Kapitel 6.3.4).
 - Die Auswirkungen einer solchen signifikanten Veränderung auf den Aufbereitungsumfang sind zu beurteilen.

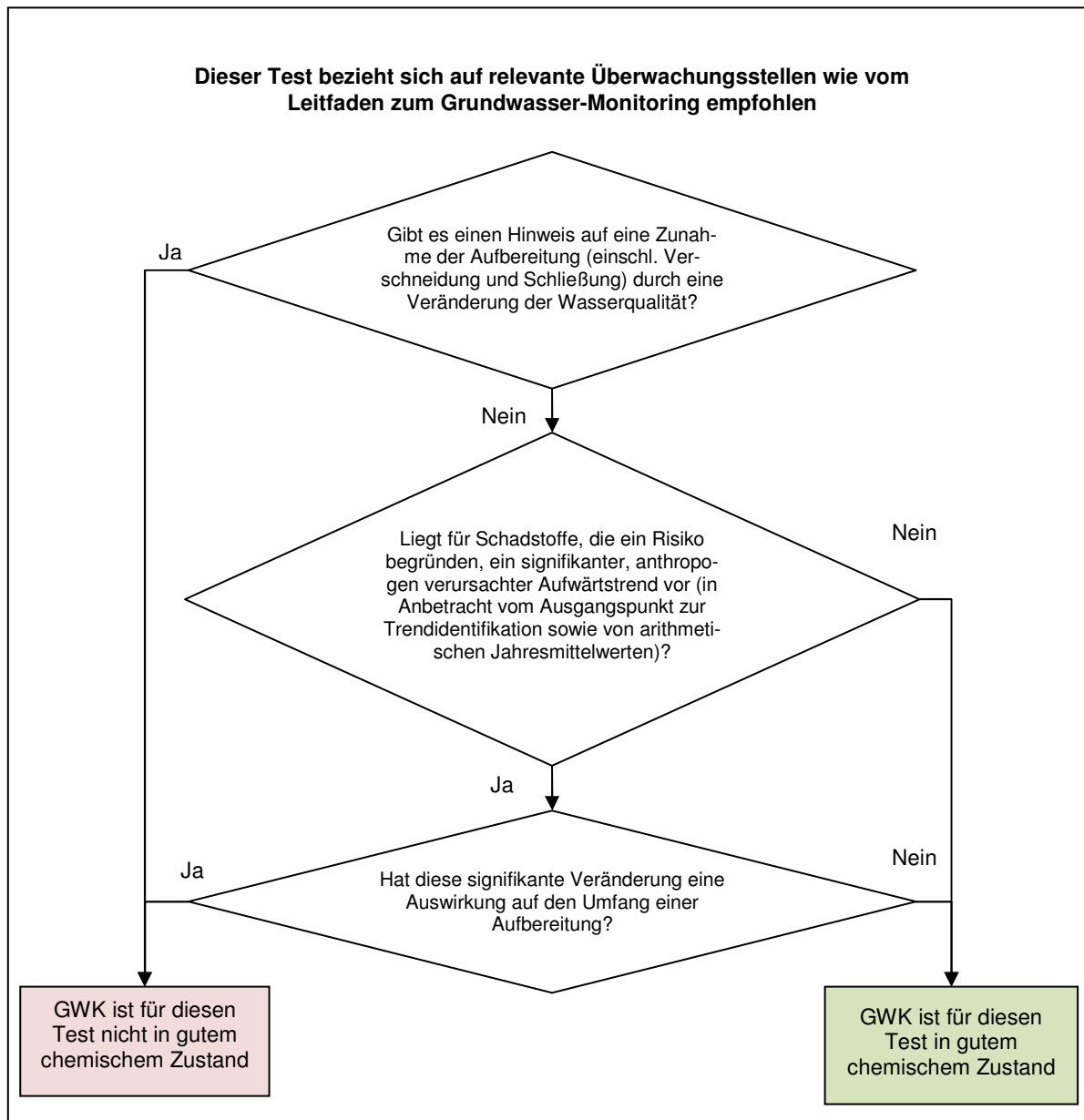


Abbildung 10: Vorgeschlagene Vorgangsweise zur Erfüllung der Erfordernisse nach WRRL Artikel 7(3) – Trinkwasserschutzgebiete (TWSG).

5 BEURTEILUNG DES MENGENMÄßIGEN ZUSTANDS

5.1 Definition von gutem mengenmäßigem Zustand

Guter mengenmäßiger Zustand ist in der WRRL im Anhang V 2.1.2. definiert. Wie in genanntem Anhang festgehalten, ist ein guter mengenmäßiger Grundwasserzustand erreicht, wenn

„Der Grundwasserspiegel im Grundwasserkörper so beschaffen ist, dass die verfügbare Grundwasserressource nicht von der langfristigen mittleren jährlichen Entnahme überschritten wird.

Dementsprechend unterliegt der Grundwasserspiegel keinen anthropogenen Veränderungen, die

- zu einem Verfehlen der ökologischen Qualitätsziele gemäß Artikel 4 für in Verbindung stehende Oberflächengewässer,*
- zu einer signifikanten Verringerung der Qualität dieser Gewässer,*
- zu einer signifikanten Schädigung von Landökosystemen führen würden, die unmittelbar von dem Grundwasserkörper abhängen,³⁰*

und Änderungen der Strömungsrichtung, die sich aus Änderungen des Grundwasserspiegels ergeben, können zeitweise oder kontinuierlich in einem räumlich begrenzten Gebiet auftreten; solche Richtungsänderungen verursachen jedoch keinen Zustrom von Salzwasser oder sonstige Zuströme und lassen keine nachhaltige, eindeutig feststellbare anthropogene Tendenz zu einer Strömungsrichtung erkennen, die zu einem solchen Zustrom führen könnte.“

5.2 Elemente der Beurteilung des mengenmäßigen Zustands

Damit sich ein GWK in gutem mengenmäßigem Zustand befindet, muss jedes der in der Definition von gutem Zustand (Kapitel 5.1) enthaltenen Kriterien (Ziele) erfüllt sein. Diese sind folgende:

- die verfügbare Grundwasserressource wird nicht von der langfristigen mittleren jährlichen Entnahme überschritten;
- es kommt zu keiner signifikanten Verschlechterung der Oberflächenwasserchemie und/oder -ökologie aufgrund anthropogener Veränderungen des Wasserspiegels oder der Strömungsverhältnisse, die zur Nichterreichung relevanter Ziele unter WRRL Artikel 4 bei verbundenen Oberflächenwasserkörpern führen würde;
- es kommt zu keiner signifikanten Schädigung von grundwasserabhängigen Landökosystemen aufgrund einer anthropogen induzierten Veränderung des Wasserspiegels;
- es treten keine Salz- oder anderen Intrusionen auf, die auf anthropogen induzierte, anhaltende Veränderungen der Strömungsrichtung zurückzuführen sind.

Um die Erfüllung dieser Ziele zu überprüfen, kann ein Zustands-Klassifizierungssystem eingesetzt werden, das die verschiedenen Elemente der Definition von gutem mengenmäßigem Zustand einzeln betrachtet und überprüft.

Eine Beurteilung des mengenmäßigen Zustands ist für alle Grundwasserkörper (Gruppen von Grundwasserkörpern) erforderlich. Wo jedoch die Beurteilungs-Zuverlässigkeit hoch ist, dass ein GWK die Ziele des guten mengenmäßigen Zustands nicht verfehlen wird (nicht im Risiko), ist es plausibel und angemessen, davon auszugehen, dass der GWK in gutem Zustand ist. Ganz im Sinne der Anwendung eines risikobasierten Lösungsansatzes. Eine Beurteilung von Belastungen und Auswirkungen wird bereits als Teil der erstmaligen und weitergehenden Beschreibung zur Identifikation jener Grundwasserkörper erfolgt sein, die sich im Risiko befinden, ihre Umweltziele nicht zu erreichen – in diesem Fall eine Beurteilung der Belastungen, die den mengenmäßigen Zustand betreffen. Im Beschreibungsprozess wird bereits ein Vergleich der in WRRL Anhang II (2) spezifizierten Informationen ent-

³⁰ Ein GWATÖ erfährt dann eine signifikante Schädigung, wenn beurteilt wird, dass der Standort keines seiner Erhaltungsziele erreicht. So z. B. wenn das GWATÖ aufgrund anthropogener Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit, z. B. Strömung, Wasserspiegel oder Qualitätsergebnisse, die Einstufung 'günstiger Zustand' nicht erreicht. Die Erhaltungsziele können sich auf das Erreichen von Erfordernissen im Rahmen der Richtlinie 92/43/EEG oder jeglicher anderer relevanter Initiativen der Mitgliedstaaten beziehen.

halten sein, die für die Zustandsbeurteilung nötig sind – z. B. Entnahmeorte und Grundwasseranreicherung, Daten zu Entnahme/Abfluss, hydraulische Eigenschaften, Grundwassererneuerungsraten etc.

Die WRRL gibt an, dass der Grundwasserspiegel der einzige wesentliche Parameter zur Beurteilung eines guten mengenmäßigen Zustands sein sollte. Während jedoch die Überwachung der Wasserspiegellagen ein wesentliches Element bei der Bestimmung der Auswirkungen und der Erkennung langfristiger Trends ist, ist sie alleine unzureichend. Es wird üblicherweise anderer Parameter und Informationen bedürfen. Ergänzende Ausführungen zum Einsatz des Indikators Grundwasserspiegel finden sich in Anhang 1. Weitere relevante Kenngrößen sind im Leitfaden zum Thema Grundwasser-Monitoring³¹) beschrieben. Diese Kombination von Informationen – bekannt als evidenzbasierter Bewertungsansatz („**weight of evidence** approach“) – soll eine zuverlässige Zustandsbeurteilung gewährleisten.

5.3 Verfahren zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustands

Zur Bestimmung des insgesamt mengenmäßigen Zustands eines GWK sollte eine Reihe von Tests durchgeführt werden, welche die Auswirkungen anthropogen induzierter, langfristiger Veränderungen des Grundwasserspiegels und/oder der Strömungsverhältnisse berücksichtigen. Jeder Test beurteilt, ob der GWK die relevanten Umweltziele erreicht. Nicht alle Umweltziele gelten für jeden GWK, daher müssen nur die relevanten Tests nach Maßgabe ihrer Notwendigkeit durchgeführt werden.

Bei bestimmten Elementen der Beurteilung des mengenmäßigen Zustands gibt es Überschneidungen mit der chemischen Zustandsbeurteilung, insbesondere was die Beurteilung von Salzintrusionen betrifft. In diesem Fall kann die Beurteilung des chemischen und mengenmäßigen Zustands in Bezug auf dieses Element kombiniert und als gemeinsamer Test durchgeführt werden. Was andere Beurteilungen betrifft, wird es notwendig sein, Informationen zwischen chemischer und mengenmäßiger Beurteilung auszutauschen.

5.3.1 Test: Wasserbilanz (Maßstab: Grundwasserkörper)

Damit ein GWK in Bezug auf diesen Test in gutem Zustand ist, darf die langfristige³² mittlere jährliche Entnahme aus dem GWK die langfristige mittlere Grundwasseranreicherung abzüglich der langfristigen ökologischen Durchflusserfordernisse nicht übersteigen. Dieser Test berücksichtigt die kumulativen Auswirkungen über den gesamten Grundwasserkörper hinweg.

Wo verlässliche Informationen zum Grundwasserspiegel über einen gesamten GWK hinweg zur Verfügung stehen, können diese Daten zum Nachweis einer anhaltenden, langfristigen Abnahme des Wasserspiegels aufgrund langfristiger Grundwasserentnahmen verwendet werden. Ein derartiger Rückgang zeigt an, dass die Bedingungen für den guten Zustand nicht erfüllt sind und der GW-Körper einen schlechten Zustand aufweisen wird. Der Wasserspiegel alleine ist jedoch als verlässliche Einstufungsbasis nicht immer ausreichend, weshalb alternativ die Beurteilung der Wasserbilanz herangezogen werden muss.

Für den Wasserbilanztest muss die jährliche mittlere Entnahme mit der verfügbaren Grundwasserressource im Grundwasserkörper in Beziehung gesetzt und beurteilt werden. Unter verfügbarer Grundwasserressource versteht man die langfristige mittlere jährliche gesamte Anreicherung des Grundwasserkörpers abzüglich der langfristigen jährlichen Durchflussrate, die notwendig ist, um die ökologische Qualität verbundener Oberflächengewässer (wie in WRRL Artikel 4 spezifiziert) zu erhalten und jegliche signifikante Schädigung des ökologischen Zustands sowie jegliche signifikante Schädigung grundwasserabhängiger Landökosysteme zu vermeiden.

Die verfügbare Grundwasserressource ist ein ungefährender Wert basierend auf Anreicherung und Niederwassererfordernissen, um die Ökologie der Oberflächenwasserkörper und Landökosysteme, die vom Grundwasserkörper abhängig sind, zu stützen. Da sich dieser Test auf den gesamten Grundwasserkörper bezieht, sollte beachtet werden, dass es unter Umständen nicht immer möglich sein wird,

³¹ Guidance Document No. 15: Groundwater Monitoring (2007)

³² Die Berücksichtigung 'langfristiger Messungen' – Entnahme, Anreicherung, Wasserspiegel – hat den Zweck, den Einfluss kurzfristiger natürlicher klimatischer Faktoren und Auswirkungen von Entnahmen zu minimieren. Langfristige Messungen ermöglichen es, kurzfristige Effekte von langfristigen Mustern und Trends zu unterscheiden. Für die Zwecke der WRRL hängt die nötige Länge der Zeitreihe von den Umwelt- und hydrogeologischen Bedingungen im Zusammenhang mit einem GWK ab. Es wird empfohlen, dass die Zeitreihe nicht kürzer als 6 Jahre ist (ein Einzugsgebiets-Bewirtschaftungszyklus).

die lokalen Bedürfnisse von Flüssen und Feuchtgebieten exakt zu bestimmen. Außerdem kann die verfügbare Grundwasserressource des GWK nicht zur Gänze für Entnahmen zur Verfügung stehen, da hydrogeologische Bedingungen (z. B. Durchlässigkeit und Speicherung) eine ökonomische und praktische Nutzung erschweren. Die Verteilung der verfügbaren Ressource über einen GWK hinweg kann auch in Bezug auf empfindliche Rezeptoren schwanken. Die Zustandsbeurteilung wird dies daher in Betracht ziehen müssen, und in vielen Fällen wird die Grenze zum schlechten Zustand nicht bei einer Entnahme von > 100 % der verfügbaren Ressource liegen, sondern weit darunter. In manchen hydrogeologischen Situationen könnte sie sogar nur 20 % betragen.

Die jährliche mittlere Anreicherung sollte für den gesamten Grundwasserkörper geschätzt werden, einschließlich jeglichen Anreicherungswassers, von dem man annimmt, dass es von außen in den Grundwasserkörper eindringt (z. B. Abfluss über angrenzenden undurchlässigen Schichten). Weitere Informationen zur Berechnung der Anreicherung finden sich in Leitlinien der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) (UNITED NATIONS 1998).

Die jährliche mittlere Entnahmerate sollte sämtliche Entnahmen aus dem Grundwasserkörper umfassen, einschließlich verbundener gespannter Abschnitte des Grundwasserleiters (Aquifers). Dazu kann Verdunstung aus großen offenen Wasserkörpern gehören (z. B. Schottergruben und künstliche Untergrundentwässerungen). Die Entscheidung darüber, ob entnommenes Grundwasser, das lokal zum Grundwasserleiter oder zu einem Fluss rückgeführt wurde (dies kann z. B. bei Bewässerungen oder der Entwässerung eines Steinbruchs der Fall sein), abgezogen werden soll, sollte auf einer hydrogeologischen Beurteilung basieren, die Auswirkungen auf den gesamten GW-Körper berücksichtigt.

Sowohl die Erfordernisse des Oberflächengewässers wie auch die ökologischen Erfordernisse des grundwasserabhängigen terrestrischen Ökosystems (GWATÖ) und die Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf Niederwasserereignisse müssen ermittelt werden. Die eingesetzten Ermittlungsmethoden – Expertenwissen, einfache Methoden oder komplexere Modelle – können davon abhängen, wie stark Wasserentnahmen den Grundwasserkörper beeinträchtigen.

Besteht ein Austausch (lateral oder vertikal) zwischen angrenzenden GWK und anderen hydrogeologischen Systemen, muss dies bei der Durchführung des Wasserbilanztests berücksichtigt werden. In manchen Fällen können diese Strömungen Zuflüsse sein (Anreicherung), in anderen Fällen Abflüsse. Alternativ dazu können GWK gruppiert werden, um die Beurteilung der Wasserbilanz zu vereinfachen.

Der Test ist in Abbildung 11 dargestellt. Für die Berechnung der verschiedenen Elemente dieses Tests, sollten die besten verfügbaren Schätzungen herangezogen werden. Bei manchen hydrogeologischen Gegebenheiten wird es schwierig sein, genaue Zahlen zu erhalten, z. B. bei Karst-Aquiferen, weshalb die Beurteilungen mit Unsicherheiten behaftet sein werden. Es ist wichtig, dass diese Unsicherheiten festgehalten und in der Beurteilung der Zuverlässigkeit im Zusammenhang mit der Zustands-Berichterstattung berücksichtigt werden. In manchen Fällen werden diese Unsicherheiten und die Zuverlässigkeit der Beurteilung nicht quantifizierbar sein, da sie sich auf Unsicherheiten im Verstehen des physikalischen Systems, des konzeptionellen Modells oder anderer verwendeter Fakten beziehen.

Wo GWK geografisch weit reichende Gebiete oder verschiedene Grundwasserleiter umfassen, mag es angebracht sein, die GWK zum Zwecke dieses Tests in kleinere repräsentative Einheiten zu teilen. Jeder Teil sollte für die Ziele dieses Tests maßgeblich sein. Werden GWK unterteilt, sollte der Test getrennt für jede einzelne Einheit angewandt werden. Der Gesamtzustand des GWK (in Bezug auf diesen Test) ist dann der am wenigsten günstige innerhalb der Ergebnisse der einzelnen Einheiten, vorausgesetzt, diese Resultate sind signifikant.

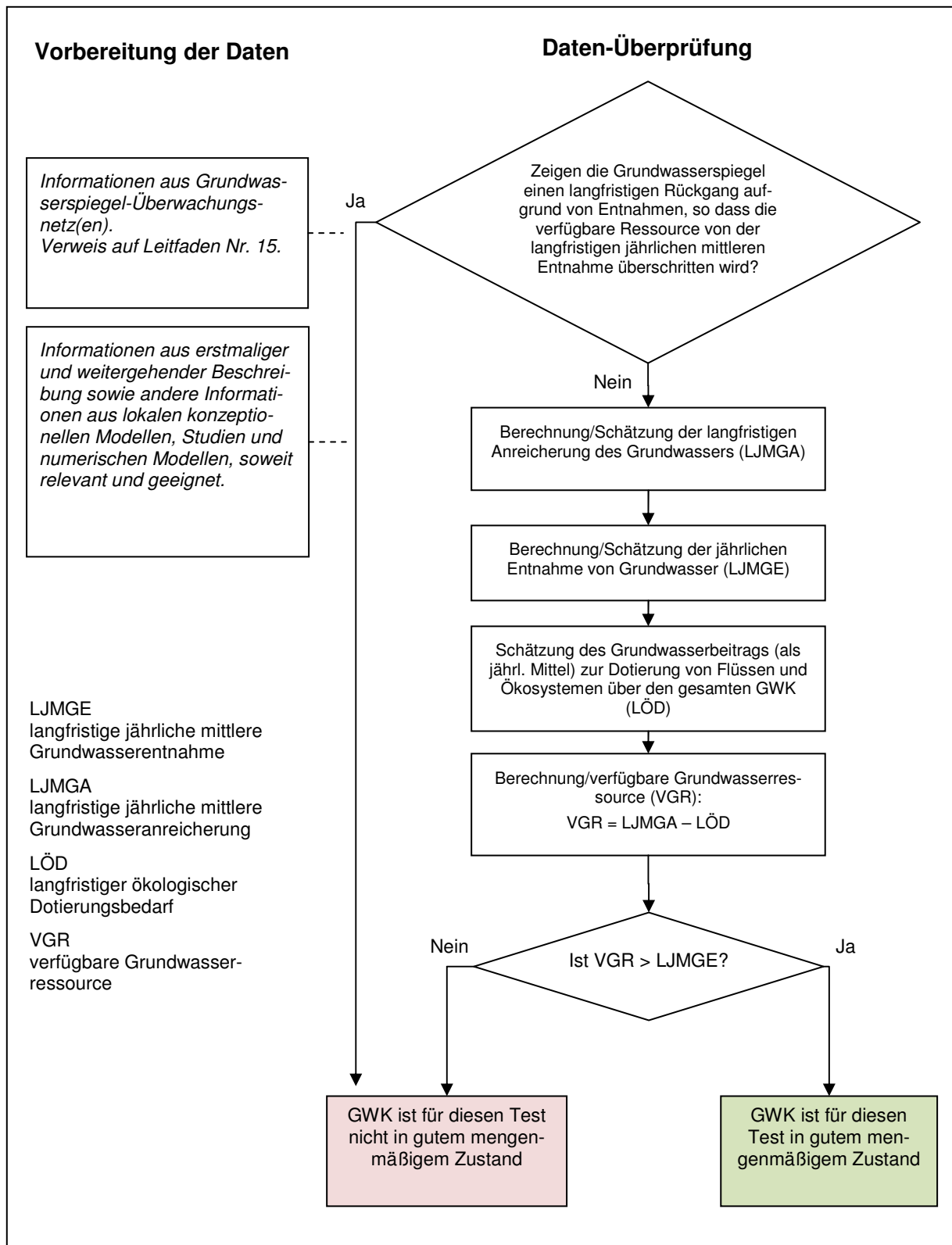


Abbildung 11: Darstellung des Verfahrens und der Datenerfordernisse für einen Wasserbilanztest.

5.3.2 Test: Oberflächenwasserabfluss

Damit ein GWK in Bezug auf diesen Test in gutem Zustand ist, sollte es keine signifikante Verschlechterung von Oberflächenwasserchemie oder -ökologie geben, die zu einem Nichterreichen der Oberflächenwasserziele unter WRRL Artikel 4 führen würde (n. b. in Bezug auf Oberflächenwasserkörper). Dieser Test schließt sowohl Flüsse wie auch offene Wasserkörper wie z. B. Seen ein, für welche die Oberflächenwasserziele der WRRL gelten.

Im Unterschied zum vorigen berücksichtigt dieser Test auf lokaler Ebene, ob Belastungen durch Grundwasserentnahmen signifikante Auswirkungen auf **einzelne** Oberflächenwasserkörper haben, nachdem die verschiedenen Belastungen, denen die Oberflächenwasserkörper ausgesetzt sind, bereits berücksichtigt wurden. In Abhängigkeit von der Abgrenzung können in einem GWK viele verschiedene Oberflächenwasserkörper liegen und für jeden von ihnen gelten eigene Ziele.

Dieser Test erfordert, dass die nötigen Strömungsverhältnisse oder Wasserspiegellagen bekannt sind, die zur Erreichung (und Beibehaltung) eines guten chemischen und ökologischen Zustands von Oberflächenwasserkörpern (die mit Grundwasserkörpern verbunden sind) notwendig sind. Achtung: Bei Flüssen können Auswirkungen einer Grundwasserentnahme als Reduktion des Abflusses wahrgenommen werden, bei offenen Wasserkörpern als Spiegelabsenkung. Werden diese Abfluss-/Spiegel-Erfordernisse als Folge signifikanter Auswirkungen von Grundwasserentnahmen nicht erfüllt, ist der GWK in schlechtem Zustand, es sei denn, der Oberflächenwasserkörper bleibt weiterhin in gutem/sehr gutem ökologischem Zustand. Unter allen anderen Umständen wird der GWK in gutem Zustand sein.

Häufig ist es nicht möglich, die durch Grundwasserbelastungen hervorgerufene Verminderung der Abflüsse/Wasserspiegel präzise zu messen, da oft zwischen einer Belastung durch Entnahmen und den Auswirkungen auf den Oberflächenwasserkörper aufgrund der Variabilität und Reaktion hydrogeologischer Systeme eine Zeitverzögerung liegt. Ein Nichterreichen der Umwelterfordernisse bezüglich Abfluss/Wasserspiegel in einem Oberflächenwasserkörper kann sowohl auf Grundwasser- als auch auf Oberflächenwasserentnahmen zurückzuführen sein. Der Anteil des Nichterreichens der Ziele im Oberflächenwasser, der vom Grundwasser verursacht ist, wird daher abgeschätzt werden müssen. Folgende Signifikanzschwelle wird vorgeschlagen: wenn mehr als 50 % der zulässigen Entnahme innerhalb des gesamten stromaufwärts befindlichen Einzugsgebietes auf Grundwasser entfallen. Die angewendete Schwelle liegt jedoch im Ermessen der Mitgliedstaaten und ist abhängig von der Unsicherheit im Beurteilungsprozess sowie der sozio-ökonomischen Bedeutung der Grundwasserentnahme im Verhältnis zur Oberflächenwasserentnahme.

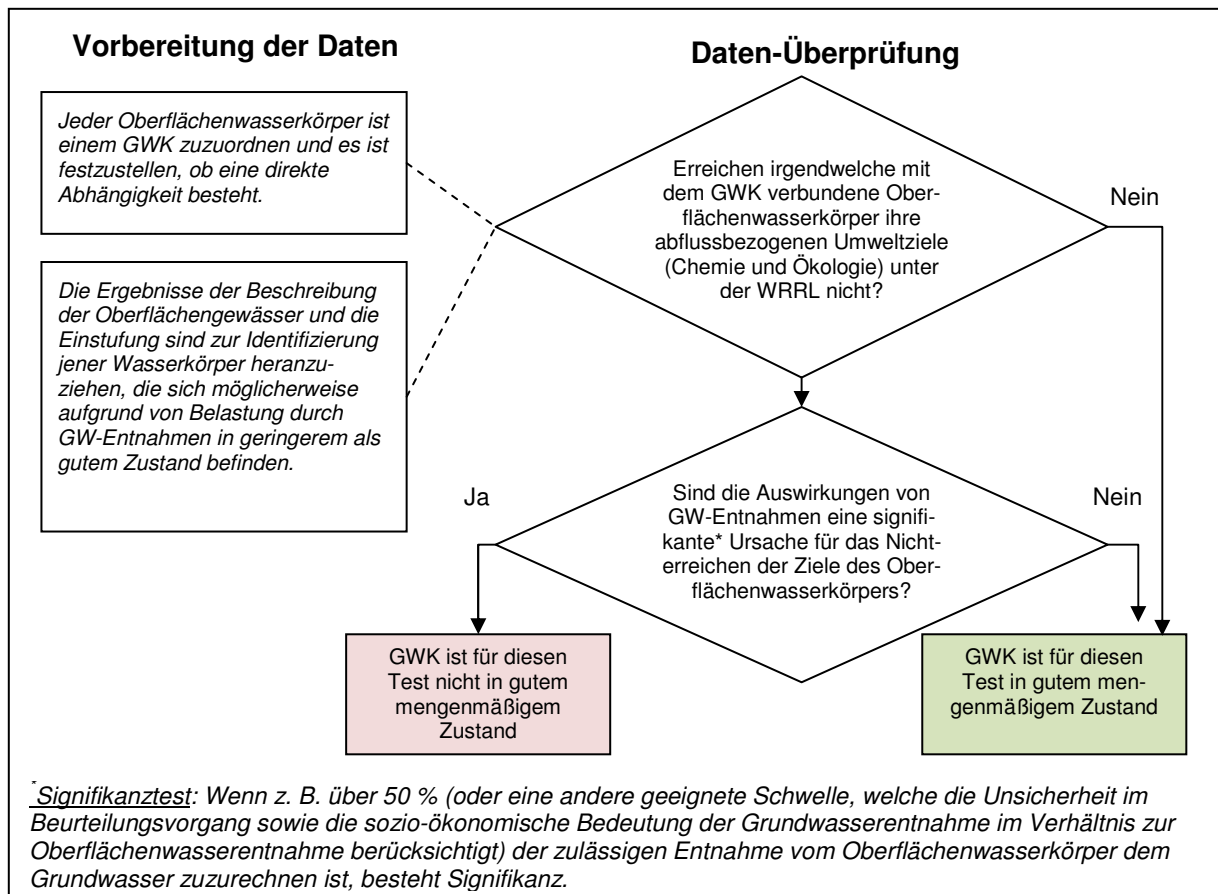


Abbildung 12: Darstellung des Verfahrens für das Oberflächenwasserelement der mengenmäßigen Zustandsbeurteilung.

5.3.3 Test: Grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme

Damit sich ein GWK in gutem Zustand befindet, sollte keine signifikante Schädigung eines grundwasserabhängigen Landökosystems (GWATÖ) auftreten. Die GWATÖ-Tests sowohl für die Beurteilung des chemischen wie auch des mengenmäßigen Zustands stehen untereinander in enger Verbindung.

Dieser Test erfordert, dass die Umweltverhältnisse bekannt sind, die zur Unterstützung und Aufrechterhaltung der Bedingungen innerhalb eines GWATÖ nötig sind (z. B. Dotierung oder Wasserspiegel, für die Erhaltung abhängiger (Pflanzen-)Gemeinschaften).

Werden die Bedingungen nicht erfüllt und die Veränderung des Grundwasserspiegels oder der Abflussverhältnisse aufgrund von Entnahmen als signifikant beurteilt, dann befindet sich der GWK in schlechtem Zustand. In allen anderen Fällen ist der GWK in gutem Zustand, aber möglicherweise im Risiko. Das Verfahren für diesen Test wird in Abbildung 13 dargestellt.

Als Teil der erstmaligen und weitergehenden Beschreibung sollte eine Überprüfung stattfinden, die alle jene GWATÖ ausweist, die aufgrund von Grundwasserbelastungen geschädigt sind (oder stark gefährdet sind, Schaden zu nehmen). Diese Beurteilung sollte auf der Basis von Kriterien – wie z. B. ökologische Indikator-Gemeinschaften, wahrscheinliche Verbindung mit dem GWK und Nähe zu anthropogenen Belastungen – erfolgen, gestützt auf Kenntnisse der lokalen Gegebenheiten und Berichte über den Zustand des Standortes. Nur Standorte, die gegenwärtig als ‚gefährdet‘ ausgewiesen sind, müssen bei der Zustandsbeurteilung berücksichtigt werden, wobei man davon ausgeht, dass GWATÖ, die ‚nicht gefährdet‘ sind, keinen schlechten Zustand eines GWK auslösen.

Bei vielen Standorten wird es nicht möglich sein, die ‚Auflagebedingungen‘ innerhalb eines GWATÖ mit einem hohen Zuverlässigkeitsgrad zu identifizieren. Das liegt daran, dass ausreichend detaillierte standortspezifische Informationen möglicherweise nicht für alle Standorte verfügbar sind. Unter diesen Umständen wird der GWK in Bezug auf diesen Test einen guten Zustand erreichen und die Ergebnis-

se der vorangegangenen Risiko-Untersuchung sowie anderer vorhandener Nachweise sollten entscheiden helfen, ob ein Standort als ‚gefährdet‘ betrachtet wird. Diese ‚gefährdeten‘ Standorte sollten hinsichtlich weiterer Überprüfungen prioritär behandelt werden.

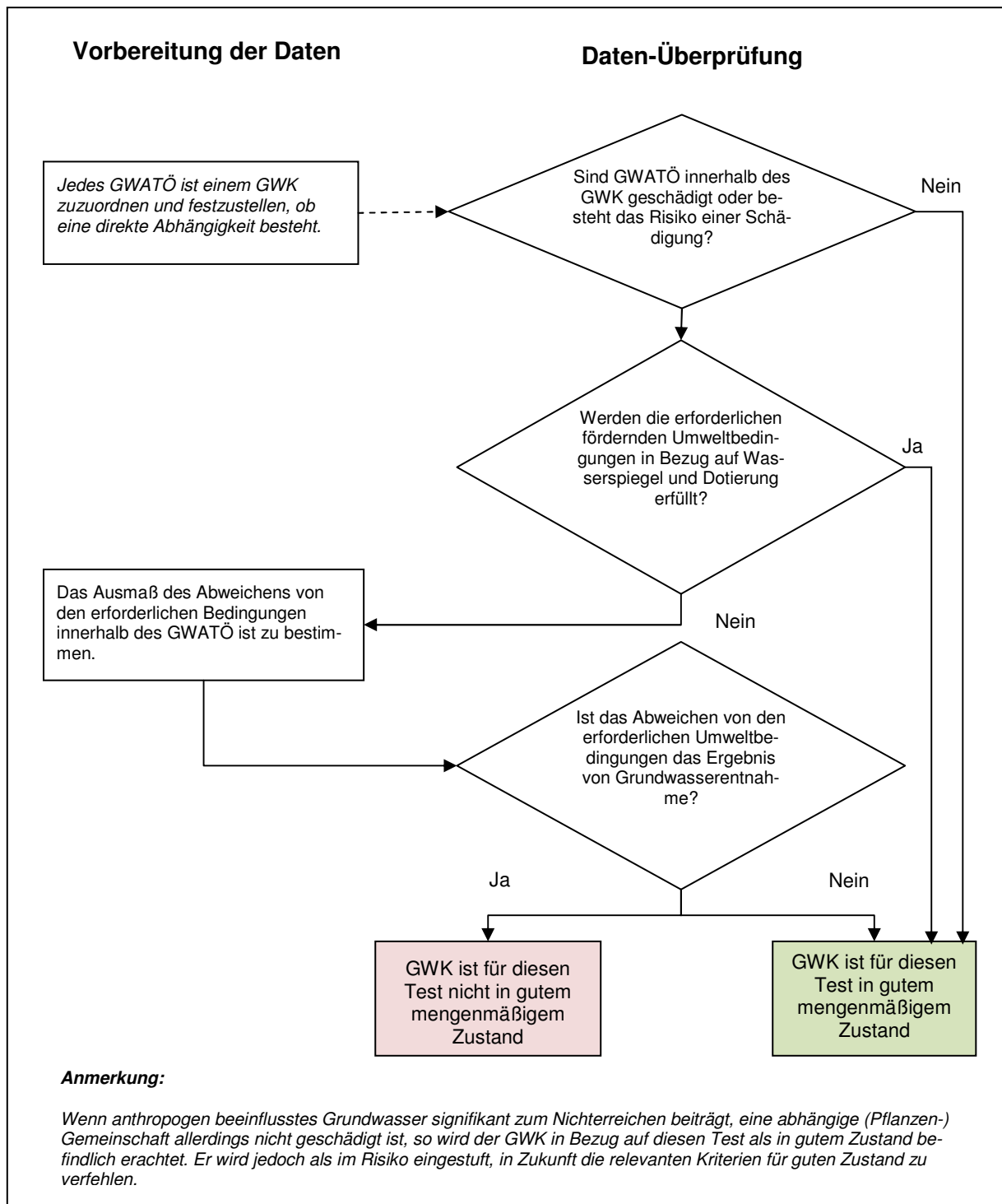


Abbildung 13: Darstellung des Verfahrens für das GWATÖ-Element in der Beurteilung des mengenmäßigen Zustands.

5.3.4 Test: Salz- (oder andere) Intrusionen

Damit ein GWK in Bezug auf diesen Test guten Zustand aufweist, sollten aufgrund von Grundwasserentnahmen keine langfristigen Salzintrusionen (oder Einträge anderen Wassers schlechter Qualität) durch anthropogen induzierte nachhaltige Veränderungen der Wasserspiegellagen oder der Druckhöhen sowie keine Abnahme des Durchflusses oder Änderung der Strömungsrichtung auftreten. **Zur Beachtung:** Langfristige Salzintrusionen können auch ohne Veränderung der Strömungsrichtung auftreten. Aufgrund der unterschiedlichen Dichte von Süß- und Salzwasser führt eine Absenkung der Wasserspiegellagen oder der Druckhöhen an sich schon zu einer Salzintrusion. Eine Abnahme des hydraulischen Gradienten zur Salzwasserquelle hin und die damit verknüpfte Verminderung der Grundwasserströmung führen dazu, dass Salzintrusion auftritt, bevor das Absinken der Wasserspiegel ausreichend stark wäre, um eine Änderung der Strömungsrichtung nach sich zu ziehen.

Intrusion wird in diesem Test als Intrusion von Wasser geringer Qualität von einem anderen Wasserkörper in den Grundwasserkörper (WRRL Anhang V 2.3.2) interpretiert, und nicht als eine Bewegung einer Schadstofffahne von Wasser geringer Qualität innerhalb des GWK. Die Quelle der Intrusion kann von einem Wasserkörper über, unter oder neben jenem GWK stammen, dessen Zustand bestimmt wird.

Dieser Test für die Beurteilung von Salzintrusionen wird mit dem Test des chemischen Zustands kombiniert. Eine nähere Beschreibung findet sich in Kapitel 4.4.3 und Abbildung 7.

Bei der Beurteilung sollten zeitlich zurückliegende langfristige Auswirkungen von Entnahmen berücksichtigt werden, insbesondere bei gespannten Grundwasserleitern und Grundwasserleitern mit geringen Anreicherungsraten³³. Entnahmen in der Vergangenheit können aufgrund von Übernutzung zu signifikant abgesenkten Grundwasserspiegeln oder Druckhöhen (z. B. von hunderten Metern) geführt haben, doch die Entnahme wurde seit damals auf ein nachhaltiges Maß reduziert und ist momentan in Bezug auf die Anreicherungsraten ausgeglichen. In diesen Fällen kann eine anhaltende Intrusion stattfinden, obwohl die Wasserbilanz möglicherweise anzeigt, dass die verfügbare Ressource nicht überschritten wird; die Grundwasserqualität kann sich weiter verschlechtern. Für jene Grundwasserkörper, in die die Intrusion stattfindet, sollte der Salzintrusionstest angewandt werden.

Führen anthropogen induzierte Veränderungen von Wasserspiegellagen zu geochemischen Veränderungen innerhalb des GWK selbst und verursachen diese in der Folge eine Verminderung der Wasserqualität innerhalb des Körpers, dann sollten diese Veränderungen, wo sie signifikant sind und möglicherweise zu einer Überschreitung eines Schwellenwerts (oder einer Grundwasserqualitätsnorm) oder eines anderen relevanten WRRL-Zieles führen könnten, im Rahmen des Tests des chemischen Zustands betrachtet werden, siehe Kapitel 4.4.3. Ein Beispiel dafür ist die Oxidation von Grundwasser oder eine andere geochemische Veränderung in einem ehemals gespannten Grundwasserleiter, die auf zu starke Entnahme zurückzuführen ist und zur Mobilisierung/Freisetzung von Schadstoffen geführt hat. Die Bewirtschaftung von Grundwasserentnahmen zur Aufrechterhaltung jener Bedingungen, die die Gefahr einer Nichterreichung des guten Zustands aufgrund anthropogen induzierter geochemischer Veränderungen minimiert, wird Teil eines Maßnahmenprogrammes für den betreffenden GWK sein. Die Definition von Maßnahmen sprengt den Rahmen dieses Dokuments. Es könnte jedoch vorgewonnen werden, dass als Maßnahmen Mindestkriterien für den Wasserspiegel vorgegeben werden, um gespannte Grundwasserleiter in einem gespannten Zustand zu erhalten, und so einer zukünftigen Verschlechterung des Zustands vorzubeugen.

³³ In diesem Zusammenhang bezieht sich 'geringe Anreicherung' auf die Anreicherung in semi-ariden Gebieten. Als semi-arides Gebiet wird ein Gebiet definiert, in dem das Verhältnis von Jahresniederschlag zu potenzieller Evapotranspiration $< 0,5$ liegt (UNESCO 1979).

6 TREND- UND TRENDUMKEHRABSCHÄTZUNG

6.1 Definition von signifikanten und anhaltenden steigenden Trends und Trendumkehr

Die WRRL und die GWRL verlangen, dass die Mitgliedstaaten jeglichen signifikanten und anhaltenden steigenden Trend bei den Konzentrationen von einzelnen Schadstoffen, Schadstoffgruppen oder Verschmutzungsindikatoren in Grundwasserkörpern oder Gruppen von Grundwasserkörpern, die als gefährdet eingestuft sind, ermitteln (WRRL Anhang V 2.4.4 und GWRL Artikel 5). Die Mitgliedstaaten sind auch verpflichtet, diese Trends umzukehren: *„Die Mitgliedstaaten führen die erforderlichen Maßnahmen durch, um alle signifikanten und anhaltenden Trends einer Steigerung der Konzentration von Schadstoffen aufgrund der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten umzukehren und so die Verschmutzung des Grundwassers schrittweise zu reduzieren.“* (WRRL Artikel 4(1)(b)(iii)). Die Mitgliedstaaten bewirken mit Hilfe des Maßnahmenprogramms eine Trendumkehr, um die Grundwasserverschmutzung schrittweise zu verringern und eine Verschlechterung zu verhindern (GWRL Artikel 5(2)).

Ein signifikanter und anhaltender steigender Trend *„bezeichnet jede statistisch signifikante und ökologisch bedeutsame Zunahme der Konzentration eines Schadstoffs, einer Schadstoffgruppe oder eines Verschmutzungsindikators im Grundwasser, für die eine Trendumkehr gemäß Artikel 5 als notwendig erkannt wird.“* (GWRL Artikel 2(3)).

Ein *statistisch signifikanter Trend* bezeichnet einen Trend, der mit Hilfe einer anerkannten statistischen Trendermittlungsmethode festgestellt wurde.

Ein *signifikanter Trend in Bezug auf die Umwelt* ist ein Trend, der statistisch signifikant ist und zum Nichterreichen einer oder mehrerer WRRL-Umweltziele führen würde, wenn keine Umkehr stattfindet.

6.2 Elemente der Trend- und Trendumkehrermittlung

Eine Trendermittlung muss nur für solche Grundwasserkörper durchgeführt werden, die Gefahr laufen, die Ziele unter WRRL Artikel 4 nicht zu erreichen und zwar in Bezug auf jeden Schadstoff, der dazu beiträgt, dass der betreffende Grundwasserkörper als gefährdet eingestuft wird (GWRL Annex IV). Dies umfasst nicht nur jene Körper, für die 2004 erkannt wurde, dass sie gefährdet sind, sondern auch alle jene Grundwasserkörper, die als Ergebnis jeglicher aktualisierten Risikobeurteilung und/oder auf der Basis neuer Resultate aus der überblicksweisen Überwachung als gefährdet eingestuft sind.

Es kann auch notwendig sein, eine Trendermittlung bei Grundwasserkörpern vorzunehmen, die im Augenblick nicht gefährdet sind, um langfristige Trends als Folge von Veränderungen der natürlichen Bedingungen sowie anthropogener Aktivitäten zu erkennen (WRRL Annex V 2.4.2).

Die Mitgliedstaaten müssen den Ausgangspunkt für eine Trendumkehr derart festsetzen, sodass Trends rechtzeitig umgekehrt werden können, um ein (zukünftiges) Verfehlen relevanter Umweltziele zu vermeiden (GWRL Artikel 5(3) & Anhang IV Teil B). Dieser Ausgangspunkt muss als Prozentsatz des Niveaus (oder der Konzentration) der relevanten Grundwasserqualitätsnorm oder des relevanten Schwellenwerts definiert und im RBMP (Bewirtschaftungsplan für Flusseinzugsgebiete) berichtet werden.

Die Mitgliedstaaten müssen im Bewirtschaftungsplan jene GWK kennzeichnen, die einen signifikanten und anhaltenden steigenden Trend aufweisen sowie jene, bei denen eine Trendumkehr stattgefunden hat. Der Plan muss außerdem eine zusammenfassende Beschreibung der Art und Weise enthalten, wie die Ergebnisse einzelner Überwachungsstellen zur Identifikation dieser Trends eingesetzt wurden (GWRL Artikel 5(4)).

Die Mitgliedstaaten könnten ebenso in Betracht ziehen, zusätzliche Trendermittlungen durchzuführen, um zu verifizieren, dass Schadstoffquellen, die aus punktuellen Quellen und kontaminierten Böden stammen, das Erreichen der Ziele unter WRRL Artikel 4 nicht gefährden, insbesondere sich nicht ausdehnen, den chemischen Zustand des Grundwasserkörpers oder der Gruppe von Grundwasserkörpern nicht verschlechtern und keine Gefahr für die menschliche Gesundheit und die Umwelt darstellen (GWRL Artikel 5(5)).

Innerhalb der Beurteilung signifikanter und anhaltender steigender Trends und der Beurteilung der Trendumkehr sollten die folgenden Elemente berücksichtigt werden (siehe auch Abbildung 14):

- Welche statistisch korrekte Methode eignet sich zur Ermittlung von Trends an jeder der Überwachungsstellen (z. B. Regressionsanalyse)?
- Wie verfährt man mit Überwachungswerten, die unter der Bestimmungsgrenze liegen?

- Welche Zeitreihenlänge ist angemessen?
- Wie berücksichtigt man Ausgangspunkte für die Ermittlung von Trends für Stoffe, die sowohl natürlich als auch anthropogen verursacht sind?
- Welches Konfidenzniveau der Trendermittlung ist akzeptabel?
- Wie setzt man einen Ausgangspunkt für eine Trendumkehr?
- Wie weist man statistisch nach, dass eine Trendumkehr stattgefunden hat, inklusive der Feststellung des Konfidenzniveaus?

Gemäß dem Mandat der Unterarbeitsgruppe berücksichtigt der Leitfaden im Zusammenhang mit der Trend- und Trendumkehrermittlung den Technischer Bericht Nr. 1 zur „Grundwasserstatistik“³⁴. Die Entwicklung neuer Methoden und neu gewonnene Erfahrungen in den Mitgliedstaaten sollten ebenso einfließen.

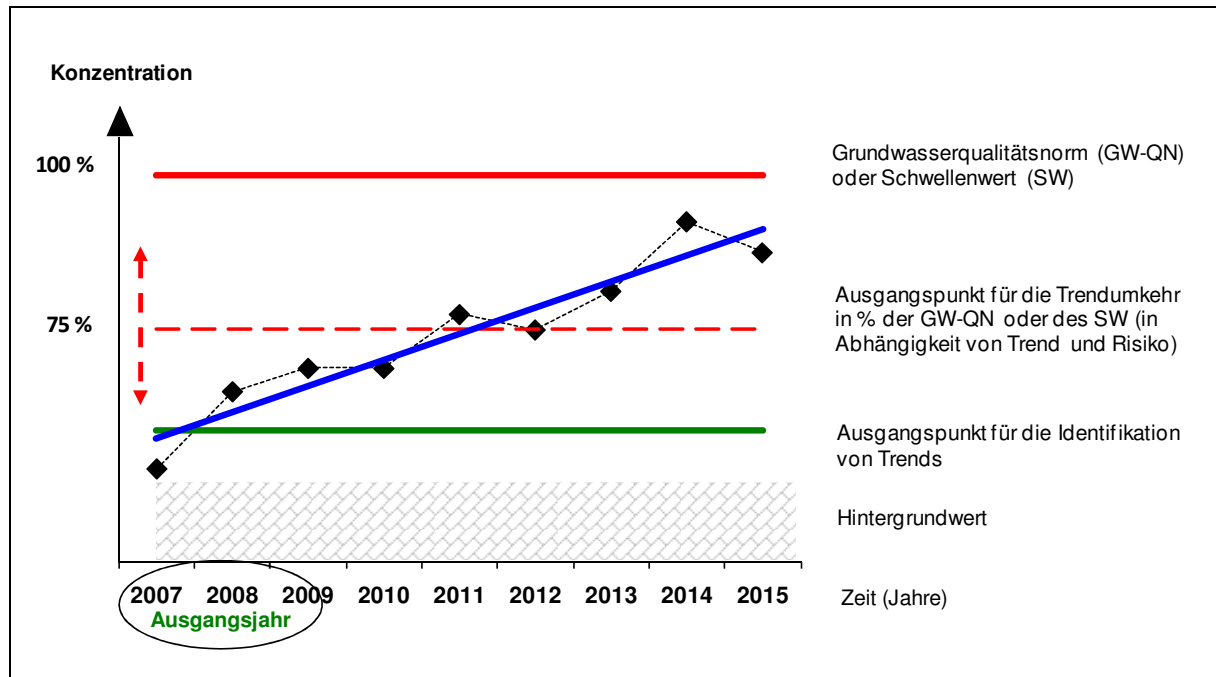


Abbildung 14: Elemente der Trend- und Trendumkehrermittlung.

6.2.1 Parameter, die der Trendermittlung unterliegen

Wie in der WRRL Anhang V 2.4.4 und der GWRL Artikel 5(1) festgehalten, sollen signifikante und anhaltende steigende Trends bei den Konzentrationen von einzelnen Schadstoffen, Schadstoffgruppen oder Verschmutzungsindikatoren in Grundwasserkörpern oder Gruppen von Grundwasserkörpern, die als gefährdet eingestuft sind, ermittelt werden. Im Gegensatz zur Beurteilung des chemischen Zustands legt hier keine der Richtlinien explizit fest, welche Parameter dieser Beurteilung unterliegen sollen.

Die Festlegung eines Ausgangspunktes für eine Trendumkehr steht einerseits in Verbindung mit den GW-QN des Anhang I der GWRL, und/oder den Schwellenwerten für jene Parameter, die eine Gefährdung eines GWK begründen und entsprechend GWRL Artikel 3 festgelegt wurden. Daraus kann geschlossen werden, dass Trend und Trendumkehr für jene Parameter zu ermitteln sind, die eine Gefährdung für den Grundwasserkörper darstellen.

Eine Trendermittlung kann auch für jegliche anderen (nicht anthropogenen) Parameter durchgeführt werden, die als Ergebnis menschlicher Aktivität über den gesamten Grundwasserkörper hinweg auftreten können, wenn die Mitgliedstaaten erachten, dass ein Entwicklungspotenzial für (einen) zukünftige(n) umweltsignifikante(n) Trend(s) besteht. Diese Informationen lassen sich zur Unterstützung der

³⁴ Technical Report No. 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – WG 2.8 Statistics (2001).

Charakterisierung bzw. Risikobeurteilung einsetzen und liefern eine Frühwarnung für potenzielle zukünftige Probleme sowohl in gefährdeten wie auch in nicht gefährdeten Grundwasserkörpern.

Die Trendermittlung zur Beurteilung, ob sich Schadstoffniveaus nicht weiter ausbreiten, ist sehr fallspezifisch und sollte sich auf jene relevanten Parameter konzentrieren, die für eine solche Abschätzung am besten geeignet sind und am effizientesten dazu beitragen können.

Wird die Trendermittlung als Teil der Zustandsbeurteilung durchgeführt, dann sollte sie sich auf jene Schadstoffe (oder Schadstoffindikatoren) konzentrieren, die mit dem betreffenden Zustandstest in Verbindung stehen.

6.2.2 Ausrichtung des Messnetzes und Überwachung

Gemäß GWRL Anhang IV A 2(a) sollte die Ausrichtung der Überwachung (Auswahl der Beobachtungshäufigkeit und der Überwachungsstellen)

- sicherstellen, dass steigende Trends von natürlichen Schwankungen mit einem entsprechenden Grad an Zuverlässigkeit und Genauigkeit unterschieden werden können;
- steigende Trends so rechtzeitig erkennen, dass ausreichend Zeit bleibt, Maßnahmen zu setzen;
- die physikalischen und chemischen zeitlichen Eigenschaften berücksichtigen, einschließlich Grundwasser-Strömungseigenschaften, Anreicherungsraten sowie Sickerdauer durch Boden oder Untergrund.

Anhang IV A 2(b) der GWRL verlangt weiters, dass *„Die gewählten Kontroll- und Analysemethoden internationalen Qualitätskontrollgrundsätzen entsprechen, gegebenenfalls auch CEN-Normen oder nationalen standardisierten Methoden, die so beschaffen sind, dass der Erhalt vergleichbarer Daten von gleichwertiger wissenschaftlicher Qualität gewährleistet ist.“*

6.2.3 Monitoring-Daten, die der Trendermittlung unterliegen

Trend- und Trendumkehrermittlung sollten auf der Basis von Daten der überblicksweisen und operativen Überwachung einzelner Überwachungsstellen erfolgen. Die erste Identifikation von Trends sollte, soweit möglich, 2009 stattfinden und Daten berücksichtigen, die vor dem gegenwärtigen Flussbewirtschaftungszyklus erhoben wurden. Damit soll eine zuverlässige Trendermittlung sowie eine Berichterstattung zu Trends innerhalb des ersten RBMP ermöglicht werden (GWRL Anhang IV A(2)(a)(ii) und Anhang IV A(3)).

Den Mitgliedstaaten steht es frei, zusätzliche repräsentative Überwachungsdaten, sofern sie vorliegen, in die Ermittlung aufzunehmen, wenn diese zu einer höheren Zuverlässigkeit der Ergebnisse beitragen können. Die Daten müssen jedoch mit den WRRL-Überwachungsdaten direkt vergleichbar sein (z. B. in Bezug auf analytische Methoden, Probenahme und Qualitätssicherung).

6.2.4 Berücksichtigung des Ausgangspunktes zur Identifikation von Trends

Bei Stoffen, die sowohl natürlich als auch als ein Ergebnis menschlicher Aktivität auftreten, sollte die Trendermittlung auch die Ausgangspunkte zur Identifikation von Trends berücksichtigen (GWRL Anhang IV A(3)).

„'Ausgangspunkt für die Identifikation von Trends' bezeichnet den Durchschnittswert, der auf der Grundlage des gemäß Artikel 8 der Richtlinie 2000/60/EG umgesetzten Überwachungsprogramms mindestens in den Referenzjahren 2007 und 2008 gemessen wurde oder der im Falle von nach diesen Referenzjahren ermittelten Stoffen im ersten Zeitraum gemessen wurde, für den ein repräsentativer Zeitraum mit Überwachungsdaten verfügbar ist.“ (GWRL Artikel 2(6)).

Der Ausgangspunkt für die Identifikation von Trends bietet einen Bezugspunkt, gegenüber dem zukünftige Veränderungen (Trends) in Schadstoffkonzentrationen beurteilt werden können. Den Mitgliedstaaten steht es frei – so vorhanden – andere repräsentative Daten³⁵, die vor der Umsetzung der Monitoring-Programme unter WRRL Artikel 8 gesammelt wurden, zu verwenden. **Achtung:** Der Ausgangspunkt für die Identifikation von Trends sollte nicht mit dem Hintergrundwert verwechselt werden.

Das Ausgangsjahr gemäß WRRL Anhang V 2.4.4 entspricht jenem Jahr, in dem die Ausgangspunkte zur Identifikation von Trends gemessen wurden. **Achtung:** Das Basisjahr für die Trendermittlung sollte nicht mit dem Ausgangspunkt für die Trendumkehr verwechselt werden!

³⁵ Für eine umfassende Beschreibung wie sichergestellt werden kann, dass Daten auf der Basis reproduzierbarer Methoden generiert wurden und repräsentativ für den Grundwasserkörper sind, sei auf die entsprechenden Leitlinien zum Thema Probenahme, Monitoring QA/QC verwiesen.

6.2.5 Länge der berücksichtigten Zeitreihen

Die Länge der zu berücksichtigenden Zeitreihen hängt davon ab, wie der Grundwasserkörper auf Veränderungen von Aktivitäten auf der Landoberfläche (konzeptionelles Verständnis) reagiert, wie hoch die Leistungsfähigkeit (Power) der Trendmethode zur Identifikation von Trends ist sowie in welcher Qualität die Daten vorliegen (siehe Behandlung von Daten unter der Bestimmungsgrenze, Kapitel 2.4). Daten niedriger Qualität und hohe Bestimmungsgrenzen in der Vergangenheit sowie eine zu lange Zeitreihe könnten einen starken und lang anhaltenden Einfluss (Hebelwirkung) auf die Ergebnisse der Trendermittlung haben, selbst wenn die aktuellen (mittelfristigen) Daten von guter Qualität sind.

Um in Bezug auf die Gesamtermittlung Verzerrungen zu vermeiden (z. B. auf Grundwasserkörper-ebene oder auf regionaler Ebene) ist eine konsistente Länge von Zeitreihen der Beobachtungsdaten auf Ebene der Überwachungsstellen empfehlenswert. Die Mindestlänge der zu betrachtenden Zeitreihen betreffend die Anzahl der regularisierten Messungen und die Mindestanzahl der betrachteten Jahre hängen von der Beobachtungshäufigkeit, der statistischen Methode, dem Ausgangspunkt für die Trendumkehr und der Power (Leistungsfähigkeit) der Methode ab. Die maximale Länge von betrachteten Zeitreihen hängt vom konzeptionellen Modell des Grundwasserkörpers ab, der zeitlichen Entwicklung der Konzentrationen und der veränderlichen Qualität der Messdaten. Eine zu lange Zeitreihe könnte Ergebnisse liefern, die durch Veränderungen in den früheren Jahren der Zeitreihe verzerrt sind. Es könnte daher hilfreich sein, eine lange Zeitreihe dahingehend zu überprüfen, ob signifikante Trendbrüche auftreten. Ist dies der Fall, sollte die Trendermittlung nur auf Basis der aktuelleren Daten stattfinden, vorausgesetzt, sie reichen lange genug zurück. Es sollte jedoch immer darauf geachtet werden, dass die Länge der betrachteten Zeitreihe mit dem konzeptionellen Modell des Grundwasserkörpers im Einklang steht (z. B. Verweilzeiten etc.). Generell sollten Daten niemals verworfen werden, es sei denn, es steht fest, dass sie aufgrund eines Erhebungs- oder analytischen Fehlers falsch sind.

6.2.6 Methodik für die Trendermittlung

Die Ermittlung muss auf der Basis einer anerkannten statistischen Methode wie z. B. der Regressionsanalyse erfolgen (GWRL Anhang IV A (2)(c)). Da sich „signifikant“ auf die statistische (wie auch umweltbezogene) Signifikanz bezieht, sollte die gewählte Methode die statistische Signifikanz eines ermittelten Trends testen können.

Bei der Definition von Ausgangspunkten für die Trendumkehr sollte der Zeitraum zwischen dem Ausgangspunkt und dem Zeitpunkt der Überschreitung einer GW-QN oder eines SW ausreichend sein, damit die Trendermittlungsmethode einen signifikanten Trend feststellen kann, d. h. es muss ausreichend Zeit sein, um festzustellen, dass ein Trend umweltmäßig signifikant ist und um Handlungen zur Trendumkehr zu setzen. Die Fähigkeit einer Trendmethode, einen gegebenen Anstieg von Schadstoffkonzentrationen mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit festzustellen, nennt man die „Power“ einer Trendtestmethode.³⁶

Um mit einem entsprechenden Grad an Zuverlässigkeit und Genauigkeit zwischen natürlichen Schwankungen und Trends unterscheiden zu können, sollte die Methode zur Trendüberprüfung, wo angebracht, auch auf Saisonalität prüfen können, z. B. wenn innerhalb eines Jahres signifikante Konzentrationsvariationen auftreten.

6.2.7 Zuverlässigkeit in der Ermittlung

Das Konfidenzniveau ist für jeden festgestellten Trend oder jede Trendumkehr zu belegen und aufzuzeichnen (WRRRL Anhang V 2.4.4 und GWRL Anhang IV B (3)).

Es wird empfohlen, dass das Konfidenzniveau der Beurteilung in der Regel 95 % betragen soll, damit ein Trend als statistisch signifikant gelten kann.

6.2.8 Ausgangspunkt für die Trendumkehr

Artikel 5(3) der GWRL verlangt, dass die Mitgliedstaaten Ausgangspunkte für die Umsetzung von Maßnahmen zur Trendumkehr festlegen und Anhang IV Teil B der GWRL spezifiziert Kriterien zu deren Festlegung. Der Ausgangspunkt muss das (die) mit dem Grundwasserkörper verbundene(n) Umweltisiko (Umwelttrisiken), die Umweltziele sowie die GW-QN und/oder für den Körper festgelegte SW berücksichtigen. Der Ausgangspunkt soll einem Prozentsatz der GW-QN oder SW entsprechen.

³⁶ Technical Report No. 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – WG 2.8 Statistics (2001).

Grundsätzlich ist der Ausgangspunkt damit festgesetzt, wenn die Schadstoffkonzentration 75 % der relevanten GW-QN oder SW erreicht, es sei denn

- (a) ein früherer Ausgangspunkt ist erforderlich, um durch Maßnahmen zur Trendumkehr auf kosteneffizienteste Weise jegliche ökologisch signifikante nachteilige Veränderung der Grundwasserqualität verhindern oder zumindest so weit wie möglich abmildern zu können;
- (b) ein anderer Ausgangspunkt ist gerechtfertigt, wenn die Nachweisgrenze es nicht ermöglicht, einen Trend in Höhe von 75 % der relevanten GW-QN oder SW festzustellen; oder
- (c) die Anstiegsrate und die Umkehrbarkeit des Trends sind so beschaffen, dass es bei einem späteren Ausgangspunkt für Maßnahmen zur Trendumkehr noch möglich wäre, auf die kosteneffizienteste Weise jegliche ökologisch signifikante nachteilige Veränderung der Grundwasserqualität durch solche Maßnahmen zu verhindern oder zumindest so weit wie möglich abzumildern. Solch ein späterer Ausgangspunkt darf keine Verzögerungen bei der Einhaltung der Frist für die Umweltziele bewirken.

Ein anderer Ausgangspunkt kann auch dort gerechtfertigt sein, wo Hintergrundkonzentrationen und Schwellenwerte nahe beisammen liegen oder zusammenfallen (Fall 2 in Kapitel 4.3.3).

Der Ausgangspunkt für Maßnahmen zur Trendumkehr hängt im Wesentlichen von der Charakteristik des Grundwasserkörpers ab (wie im konzeptionellen Modell definiert) sowie von dessen Fähigkeit, auf solche Maßnahmen zu reagieren. Der gewählte Ausgangspunkt sollte es den Mitgliedstaaten ermöglichen, entsprechende Trends so kosteneffizient wie möglich umzukehren, bevor die Schadstoffkonzentrationen die Grundwasserqualität umweltsignifikant schädigen. Bei Grundwasserkörpern, die sehr langsam auf Veränderungen reagieren, kann ein früherer Ausgangspunkt erforderlich sein; bei rasch reagierenden Grundwasserkörpern kann ein späterer Ausgangspunkt gerechtfertigt sein.

Ist ein Ausgangspunkt festgelegt worden, so wird er innerhalb des sechs-Jahre-Zyklus des Bewirtschaftungsplans für Einzugsgebiete nicht mehr geändert. (GWRL Anhang V B (2)).

6.2.9 Methodik für die Ermittlung einer Trendumkehr

Wie in der GWRL Anhang IV B(3) verlangt, ist eine Trendumkehr zu belegen.

Im Technical Report No. 1³⁷ wird eine Methodik zur Ermittlung der Trendumkehr beschrieben. Sie beruht auf einer Regressionsanalyse, in der jede Zeitreihe auf einen Trendbruch hin analysiert wird. Dies ist dann der Fall, wenn auf einen ermittelten anhaltenden und signifikanten steigenden Trend ein signifikanter fallender Trend folgt.

6.2.10 Zeitplan der Trend- und Trendumkehrermittlung

Die erste Ermittlung von Trends sollte, wenn möglich, im Jahr 2009 erfolgen und anschließend mindestens alle sechs Jahre (GWRL Anhang IV A(2)(ii)). Dabei sollten Daten aus der überblicksweisen und operativen Überwachung sowie Messdaten, die vor dem Beginn der WRRL-Monitoring-Programme erhoben wurden, berücksichtigt werden. Dies ermöglicht eine Berichterstattung über Trends im Rahmen des ersten RBMP (GWRL Anhang IV A(2)(a)(ii) und Anhang IV A(3)).

Da ein Entwurf des RBMP ein Jahr bevor er wirksam wird, einer öffentlichen Beteiligung unterzogen wird, ist es empfehlenswert, dass die Mitgliedstaaten, so möglich, Trend und Trendumkehr vor Vorlegen des RBMP-Entwurfs ermitteln.

³⁷ Technical Report No. 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – WG 2.8 Statistics (2001).

6.3 Tests zur Ermittlung von Trends und Trendumkehr

Die Umsetzung der Erfordernisse der WRRL und der GWRL bedarf einer Trendermittlung

- um festzustellen, ob in einem gefährdeten Grundwasserkörper ein signifikanter und anhaltend steigender Trend vorliegt, der gemäß Artikel 5(1) und 5(2) der GWRL umgekehrt werden muss. Solche Trends können in zwei große Kategorien geteilt werden (siehe Tabelle 1):
 - ‚Schädigung aktueller oder potentieller legitimer Nutzungen der Gewässer‘
 - ‚Schädigung aquatischer Ökosysteme und Schädigung terrestrischer Ökosysteme‘
- als Teil der Beurteilung des chemischen Zustands (Beurteilung von Salzintrusionen und Zielen für Trinkwasserschutzgebiete) (siehe Tabelle 4).
- zur Beurteilung der Auswirkungen von Schadstoffahnen aus Punktquellen und kontaminierten Böden (sofern relevant), die die Ziele der WRRL/GWRL gefährden können (GWRL Artikel 5(5)) (siehe Tabelle 2).

Die Ermittlung einer Trendumkehr ist notwendig, wenn ein Grundwasserkörper einem signifikanten und anhaltenden steigenden Trend unterliegt, der gemäß Artikel 5(1) und 5(2) der GWRL umgekehrt werden musste.

Tabelle 3: Trendermittlung (GWRL Artikel 5(1) und 5(2)) – Zusammenfassung von Elementen und entsprechenden Tests.

Trendermittlung (GWRL Artikel 5(1) und 5(2))	Test	Trendermittlung	Trendumkehrermittlung	Feststellung d. Trends auf GWK-Ebene	Relevante Überwachungsstellen
Trends, die eine signifikante Gefahr darstellen, aktuelle oder potenzielle legitime Nutzungen der Gewässer zu gefährden, sind zu ermitteln und umzukehren.	Keine Schädigung legitimer Nutzungen	✓	✓	✓	✓
Trends, die eine signifikante Gefahr darstellen, die Qualität aquatischer Ökosysteme zu schädigen, sind zu ermitteln und umzukehren.	Keine Schädigung aquatischer Ökosysteme	✓	✓	✓	✓
Trends, die eine signifikante Gefahr darstellen, terrestrische Ökosysteme zu schädigen, sind zu ermitteln und umzukehren.	Keine Schädigung terrestrischer Ökosysteme	✓	✓	✓	✓

Tabelle 4: Weitere Trendermittlung – Zusammenfassung von Elementen und entsprechenden Tests.

Weitere Trendermittlung	Test	Trendermittlung	Trendumkehrermittlung	Feststellung d. Trends auf GWK-Ebene	Relevante Überwachungsstellen
Bewertung von Schadstofffahnen (GWRL Artikel 5(5))					
Trendermittlungen können erwogen werden, um sicherzustellen, dass sich die Schadstofffahnen aus kontaminierten Stellen nicht ausbreiten, nicht zu einer Verschlechterung des chemischen Zustands des Grundwasserkörpers oder der Gruppe von Grundwasserkörpern führen und keine Gefahr für die menschliche Gesundheit und die Umwelt darstellen (GWRL Artikel 5(5)).	Keine Ausbreitung von Schadstofffahnen, die den chemischen Zustand verschlechtern und eine Gefahr für die menschliche Gesundheit und die Umwelt darstellen.	✓			✓
Zustandsbeurteilung					
Kein Eindringen von eingeschlossenem oder Meerwasser oder Wässern mit wesentlich anderer Zusammensetzung aus anderen Grundwasserkörpern oder Oberflächengewässern in den GWK, wodurch eine Verschmutzung hervorgerufen werden kann. (WRRL Anhang V 2.3.2).	Keine Salz- oder anderen Intrusionen	✓			✓
Keine Verringerung der Qualität von Wasser, das für den menschlichen Verbrauch bestimmt ist. (GWRL Artikel 4(2)(c) (iii)) und Anhang III 4)	Erfüllung der Erfordernisse unter WRRL Artikel 7(3) – Trinkwasserschutzgebiete	✓			✓

6.3.1 Ermittlung umweltsignifikanter Trends und Beurteilungsmaßstab (GWRL Artikel 5(1))

Artikel 5(1) der GWRL erfordert, dass die Mitgliedstaaten ermitteln, ob der Grundwasserkörper einem umweltsignifikanten und anhaltenden anthropogen induzierten steigenden Trend unterliegt.

Die Trendermittlung beruht auf Daten einzelner Überwachungsstellen der überblicksweisen und operativen Überwachung. Daher ist ein Verfahren (Kriterien) erforderlich, um die Ergebnisse der einzelnen Trend- und Trendumkehrermittlungen an Probenahmestellen zu kombinieren, damit der Trend auf der Ebene des Grundwasserkörpers ermittelt werden kann (GWRL Artikel 5(4)(a)).

Um festzustellen, ob ein Trend in Bezug auf die Umwelt signifikant ist, können dieselben Prinzipien angewandt werden, die bei der Beurteilung des chemischen Zustands zum Einsatz kommen. Dies bedeutet, dass die Trendermittlung auf jeglicher Maßstabsebene angewandt werden sollte, die zweckmäßig ist, um ihre Signifikanz zu beurteilen. Es kann somit erforderlich sein, eine Trendermittlung an einzelnen Überwachungspunkten, Gruppen von Überwachungspunkten oder durch Aggregation von Ergebnissen über den gesamten Grundwasserkörper hinweg durchzuführen. Wird zum Beispiel die Umweltsignifikanz einer ausgedehnten Umweltgefährdung durch Schadstoffe (z. B. aufgrund diffuser Schadstoffquellen) betrachtet, sollten die Trend-Daten aus dem gesamten Körper aggregiert werden, da alle Überwachungsstellen als relevant betrachtet werden könnten. Besteht das Risiko für ein spezifisches grundwasserabhängiges Ökosystem (aquatisch oder terrestrisch), können Trends an einzelnen oder Gruppen von Überwachungsstellen innerhalb eines Grundwasserkörpers, der seine Umweltziele nicht erreicht, signifikant sein.

6.3.2 Test: Schädigung aktueller oder potentieller legitimer Nutzungen von Gewässern (GWRL Artikel 5(1) und 5(2))

Dieser Test ermittelt umweltsignifikante Trends aufgrund ausgedehnter Einwirkungen oder Umweltgefährdung (z. B. durch diffuse Schadstoffquellen). Um die Beurteilung vorzunehmen, sollten Trenddaten über den gesamten Grundwasserkörper aggregiert werden. Daher können alle Überwachungsstellen als relevant betrachtet werden. Wird mittels allgemeiner Trendermittlung auf der Ebene des Grundwasserkörpers ein anhaltender steigender Trend nachgewiesen, könnten detaillierte Trendermittlungen je Überwachungsstelle hilfreich dabei sein, Maßnahmen möglichst wirksam auf das Umkehren solcher Trends zu fokussieren.

Die Beurteilung eher lokaler Einwirkungen (z. B. regionale diffuse Schadstoffquellen oder Punktquellen) erfordert die Gruppierung von Überwachungsstellen im Grundwasserkörper auf Basis des konzeptionellen Modells (z. B. nach relevanten Belastungen, Verwundbarkeit des Aquifers etc.). Es sollten ausschließlich die relevanten „Gruppen“ von Überwachungsstellen betrachtet werden.

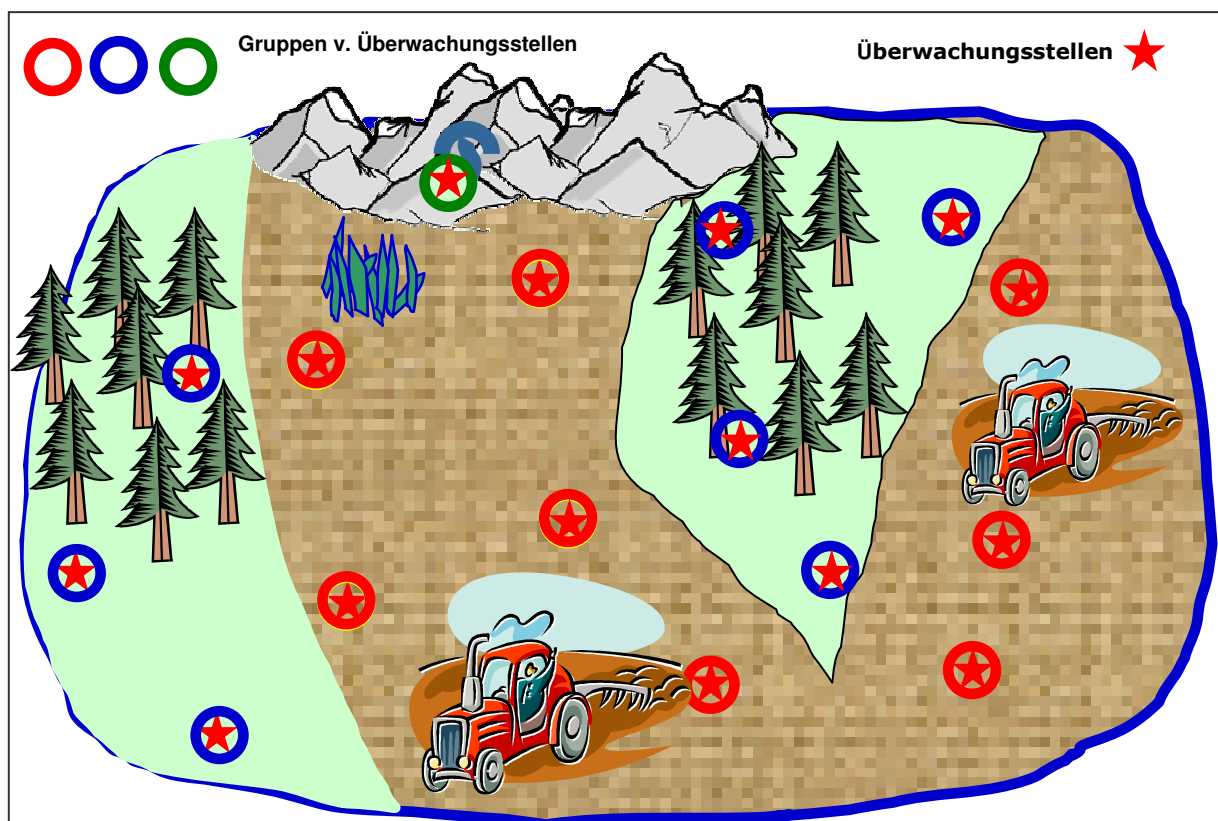


Abbildung 15: Auswahl aller Überwachungsstellen, die in Bezug auf den Test zur Gefährdung legitime Nutzungen als relevant erachtet werden. Optionale Gruppierung von Überwachungsstellen gemäß konzeptionellem Modell.

6.3.3 Test: Schädigung aquatischer Ökosysteme und Schädigung terrestrischer Ökosysteme (GWRL Artikel 5(1) und 5(2))

Der Test bezüglich einer Schädigung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme ist mit der oben erwähnten Beurteilung von eher lokalen Auswirkungen vergleichbar. Er ist der Zustandsbeurteilung ähnlich, die nur relevante Überwachungsstellen im Grundwasserkörper betrachtet (z. B. Überwachungsstellen in Gebieten, wo es zu einem Schadstoffeintrag in den Oberflächenwasserkörper/das abhängige terrestrische Ökosystem kommen kann). Im Falle von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen könnte nur eine einzige Überwachungsstelle ausreichend sein, um aufzuzeigen, dass der GWK einem signifikanten Trend unterliegt, sollte diese eine Überwachungsstelle einen Trend anzeigen.

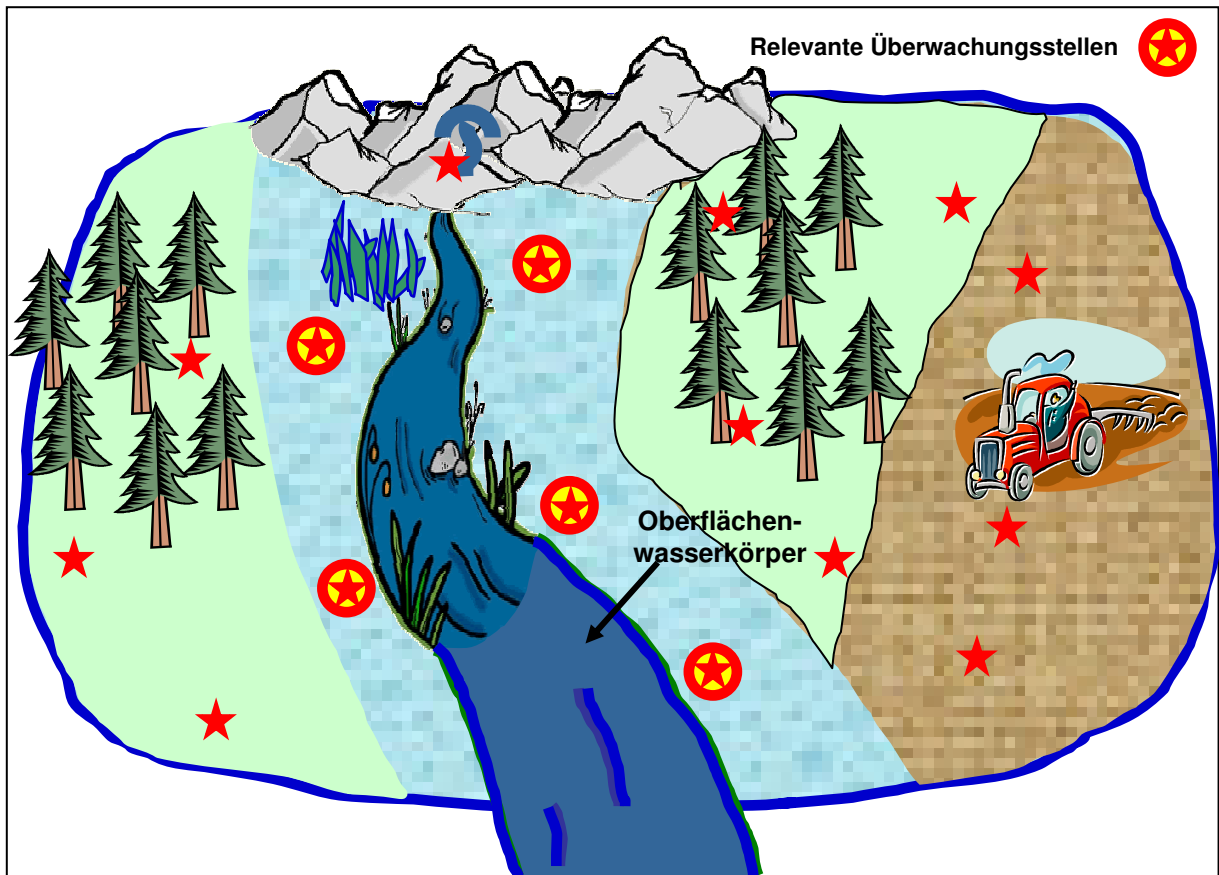


Abbildung 16: Auswahl von Überwachungsstellen, die in Bezug auf den Test zur Schädigung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme als relevant erachtet werden.

6.3.4 Trendermittlung als Unterstützung der Zustandsbestimmung

Die Ermittlung von Trends ist ein integraler Bestandteil des Zustandstests für Salz- und andere Intrusionen (siehe Kapitel 4.4.3) sowie des Tests bezüglich keiner Verschlechterung der Qualität des für menschlichen Verbrauch bestimmten Wassers (Erfüllen der Erfordernisse unter WRRL Artikel 7(3) – siehe Kapitel 4.4.6) (siehe Tabelle 2). In diesen Fällen wird die Trendermittlung an jenen Überwachungsstellen angewandt, die für die entsprechenden Zustandsbeurteilungsverfahren geeignet sind.

6.3.5 Trendermittlung als Unterstützung bei der Charakterisierung von Schadstofffahnen

Eine Trendermittlung kann notwendig sein, um beurteilen zu können, ob sich Schadstofffahnen von kontaminierten Stellen nicht ausbreiten (GWRL Artikel 5(5)) (siehe Tabelle 2). Der Ausdruck „ausbreiten“ bezieht sich auf Schadstofffahnen, bei denen die Gesamtmasse an Schadstoffen innerhalb der Fahne zunimmt, d. h. bei denen es eine anhaltende Quelle gibt. Die Beurteilung sollte sich auf die relevanten Schadstofffahnen konzentrieren, die eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit und der Umwelt darstellen oder den chemischen Zustand von Grundwasserkörpern verschlechtern könnten. Wo angebracht und erforderlich, sollte die Trendermittlung an potentiell betroffenen Überwachungsstellen erfolgen. Das könnte auch Überwachungsstellen beinhalten, die nicht Teil des überblicksweisen oder operativen Überwachungsnetzes sind. Die Beurteilung sollte sich auf die relevanten Parameter in der Schadstofffahne konzentrieren.

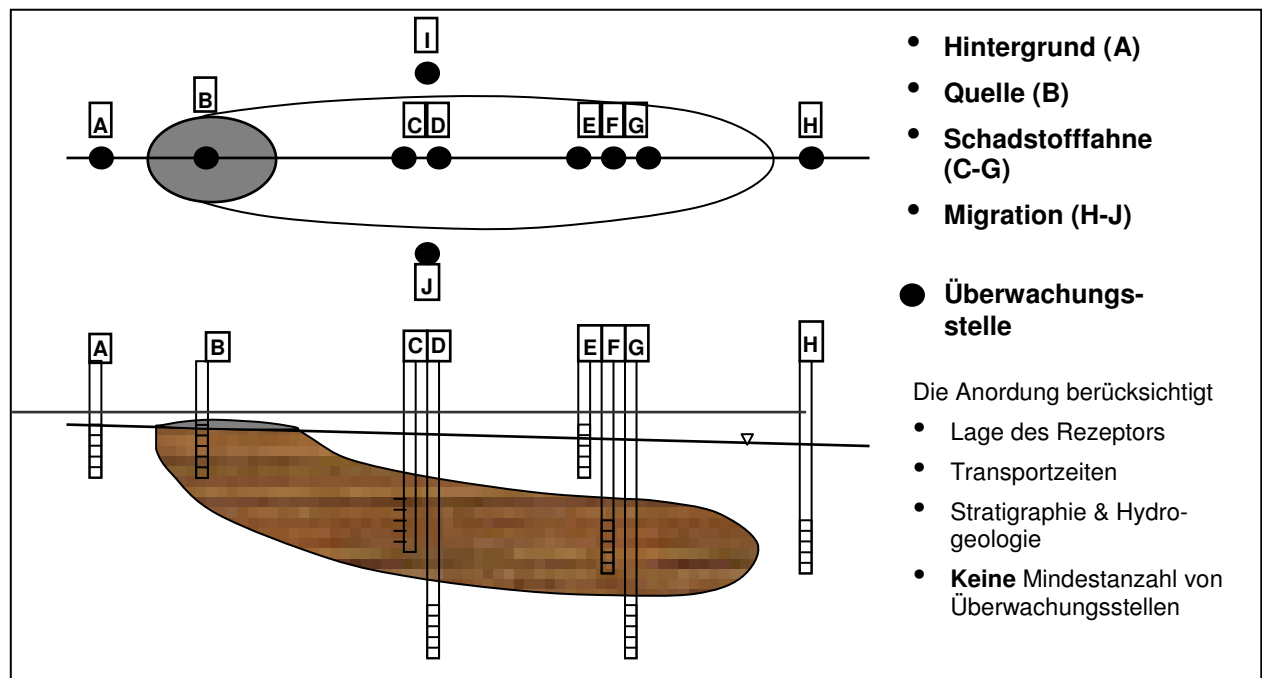


Abbildung 17: Überwachungsnetz zur Beurteilung, ob sich Schadstofffahnen nicht ausbreiten.

7 LITERATUR

- Edmunds & Shand (2003) – Natural baseline quality in European aquifers: a basis for aquifer management. BaSeLiNe project.
<http://www.bgs.ac.uk/hydrogeology/baseline/europe/home.html>
- European Parliament and Council Directive 2000/60/EC of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, OJ L 327, 22.12.2000, pp 1–72.
- European Parliament and Council Directive 2006/118/EC of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration, OJ L372, 27.12.2006, pp 19–31.
- European Parliament and Council Directive on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/CE, proposal presented by the Commission, COM(2006) 398 final, SEC(2006) 947, 17th July 2006.
- European Parliament and Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption, OJ L 330, 5.12.1998, pp 32–54.
- European Commission (2008) – Draft Commission Directive of [Day Month 2008] laying down, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, technical specifications for chemical analysis and monitoring of water status. 10575/08 ENV 365.
- European Commission (2007) – Draft Commission Decision adopting technical specifications for chemical monitoring. ENV-COM010307-7. Brussels, 23 February 2007.
- European Commission (2007) – Guidance on Preventing or Limiting Direct and Indirect Inputs in the context of the Groundwater Directive 2006/118/EC, Guidance Document No 17. Technical Report – 2007-012. ISBN 978-92-79-06277-3. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2007) – Guidance on Groundwater in Drinking Water Protected Areas, Guidance Document No 16. Technical Report – 2007-010. ISBN 978-92-79-06201-8. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2007) – Guidance on Groundwater Monitoring, Guidance Document No 15. Technical Report – 002-2007. ISBN 92-79-04558-X. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2006) – Mandate of the Working Group on Groundwater. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. “Work Programme 2007/2009”.
- European Commission (2003) – The Role of Wetlands in the Water Framework Directive, Guidance Document No 12. ISBN 92-894-6967-6. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2003) – Guidance on Monitoring under the Water Framework Directive – Working Group 2.7 Monitoring. Guidance Document No 7. ISBN 92-894-5127-0. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2003) – Guidance on Analysis of Impacts and Pressures – Working Group 2.1 IMPRESS. Guidance Document No 3. ISBN 92-894-5123-8. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2003) – Identification of Water Bodies. Guidance Document No 2. ISBN 92-894-5122-X. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2001) – Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – Working Group 2.8 Statistics. Technical Report No. 1. ISBN 92-894-5639-6. European Communities, Luxembourg.
- Müller D., Blum A., Hart A., Hookey J., Kunkel R., Scheidleder A., Tomlin C., Wendland F. (2006) – Final proposal for a methodology to set up groundwater threshold values in Europe, Deliverable D18, BRIDGE project, 63 p. www.wfd-bridge.net.
- Helene Pauwels et al. (2006) – Impact of hydrogeological conditions on pollutant behaviour in groundwater and related ecosystems, Deliverable D10, BRIDGE project. www.wfd-bridge.net.
- UNESCO (1979) – Map of the World distribution of arid regions. Man and Biosphere Technical Note - No. 7. UNESCO, Paris.
- United Nations (1998) – Crop Evapotranspiration (Guidelines for computing crop water requirements). Food and Agriculture Organisation (FAO) of the United Nations Irrigation and Drainage Paper 56. ISBN 92-5-104219-5.

8 ANHANG 1: PRINZIPIEN DER ANWENDUNG VON VERDÜNNUNGS- UND VERMINDERUNGSFAKTOREN

Der Sinn von Kriterienwerten liegt letztlich darin, Rezeptoren wie Oberflächenwasser-Ökosysteme, grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme sowie menschliche Nutzung zu schützen. Der größtmögliche Schutz würde erzielt werden, würden Kriterienwerte auf der Ebene der Umweltqualitätsnorm für den Rezeptor oder einer Norm für relevante Nutzung definiert und die Erfüllung der Vorgaben an jeder Stelle zwischen der Anreicherungszone und dem Austrittsbereich in Grundwassersystemen eingefordert werden. Ein derart striktes Ansetzen der Kriterienwerte muss jedoch aufgrund der Verdünnungs- und Verminderungsvorgänge zwischen der Anreicherungszone und dem Rezeptor nicht immer erforderlich sein. Ob der Rezeptor nun ein Oberflächengewässer, eine Quelle oder ein Pumpbrunnen ist – das aufnehmende Wasser ist immer ein Gemisch aus Wässern verschiedener Verweilzeiten und unterschiedlicher Schadstoffanteile. Kriterienwerte können unter Berücksichtigung dieser verschiedenen Einträge aus oberflächennahem oder tieferem Wasser entsprechend festgelegt werden, indem ein Wert gewählt wird, der es in ausreichendem Maß verhindert, dass das Quellwasser die Umweltqualitätsnormen für Oberflächenwasser oder das terrestrische Ökosystem langfristig überschreitet.

Bei der Berücksichtigung von Verdünnung und Verminderung in der Ableitung von Kriterienwerten ist es wichtig, die Lage der Überwachungsstellen im Fließschema sowie die Transportzeiten zum Rezeptor zu beachten, sowohl horizontal wie auch vertikal. Hier scheint die vertikale Distanz besonders wichtig zu sein, da Grundwasser im Allgemeinen mit der Tiefe älter wird und sich junges, oberflächennahes Grundwasser mit altem mischt, wenn es in das Oberflächengewässer oder die Entnahmebrunnen gelangt. Aufgrund der unterschiedlichen Typologien von Aquiferen in den verschiedenen Mitgliedstaaten werden verschiedene Arten von Überwachung unterschieden – beispielsweise mittels Pumpbrunnen, spezifischer Überwachungsbrunnen sowie Quellen und Brunnen, die Beobachtungen in mehreren Stockwerken erlauben. Diese Arten der Überwachung können im Grundwasserfließsystem unterschiedlich positioniert sein und zeigen unterschiedliche Verteilungen von Verweilzeiten. Die Anwendung von Verdünnungs- und Verminderungsfaktoren ist besonders sensibel bei oberflächennahem Monitoring mit kurzen Verweilzeiten in der Anreicherungszone. Um ein entsprechendes Schutzniveau zu erzielen, sollten die Verdünnungs- und Verminderungsfaktoren an die natürlich auftretende Mischung von Wässern – mit kurzer und langer Verweilzeit – beim Rezeptor angepasst werden.

8.1 Verdünnung

Verdünnung berücksichtigt typischerweise (siehe Abbildung 18 A)

- die räumliche Ausdehnung jener Gebiete, in denen Schadstoffe in das System eingetragen werden im Verhältnis zum gesamten beitragenden Gebiet des Gewässers;
- die Verteilung der Verweilzeit des Grundwassers, welches das Gewässer speist, und das durch ein 3D-Strömungsfeld bestimmt wird;
- die Grundwassermenge, die das Gewässer relativ zu anderen Wasserquellen speist, einschließlich Oberflächenablauf und Oberflächenwasserzufuhr von stromaufwärts gelegenen Gebieten außerhalb des Grundwasserkörpers.

In Abbildung 18 A sind etwa 10 % des beitragenden Gebietes durch eine diffuse Quelle verschmutzt, z. B. Pestizide von landwirtschaftlichen Flächen. Landwirtschaftliche Flächen nahe dem Gewässer weisen kurze Fließwege zum Gewässer auf und tragen zur Verschmutzung des Flusses bei. Nicht verschmutztes Wasser gelangt aus anderen Gebieten ins Gewässer, einschließlich landwirtschaftlicher Flächen, deren Fließwege und Transportzeiten zu lang sind, um zur Belastung beizutragen. Der Gesamtverdünnungsfaktor kann berechnet werden, indem die Verteilung der Verweilzeit der landwirtschaftlichen Flächen und die Verteilung der Verweilzeit der anderen, nicht verschmutzten Gebiete berücksichtigt werden. Es ist empfehlenswert, langfristige, zeitlich gemittelte Einträge bei der Bestimmung von Verdünnungsfaktoren einzubeziehen, ebenso wie die Auswirkungen von Fruchtfolge und zukünftige Änderungen in der Landnutzung.

8.2 Verminderung

Reaktive Prozesse wie Sorption und Transformation können die Schadstoffbedrohung des Rezeptors weiter verringern und könnten bei der Ermittlung von Kriterienwerten berücksichtigt werden. Abbildung 18 B stellt den Verminderungseffekt dar. Dies bedeutet, dass Schadstoffe in Abhängigkeit vom Grundwassertransport umgeformt oder abgeschwächt werden. In der nachfolgend beschriebenen Methode können Verminderungsfaktoren angesetzt werden. Wie in der GWRL verlangt (Anhang II.2), gehören zu diesen Faktoren die „Dispersionstendenz“ der Schadstoffe ebenso wie ihre „Persistenz und ihr Bioakkumulationspotential“.

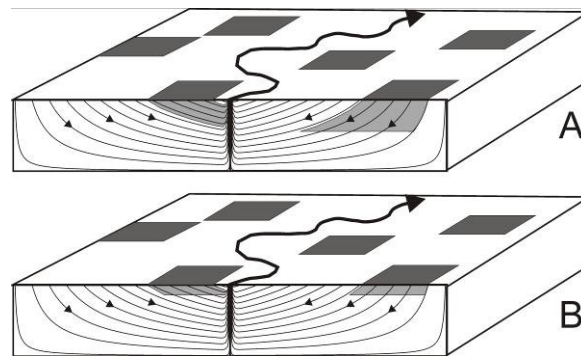


Abbildung 18: Darstellung jener Faktoren, die bestimmen, wie Verdünnung und Verminderung die Ableitung von Kriterienwerten beeinflussen können. A: lediglich Verdünnung. B: Verdünnung und Verminderung. Das konzeptionelle Modell beruht vorzugsweise auf einer 3D-Kennntnis des Grundwassersystems und berücksichtigt die Mischung von nicht kontaminiertem und kontaminiertem Wasser, das zum Rezeptor gelangt.

Verdünnungs- und Verminderungsfaktoren können für die Überwachung in oberflächennahen Bereichen nahe an der Anreicherungszone angesetzt werden und sollten mit den Überwachungstiefen abgestimmt werden, damit ausreichender Schutz gewährleistet ist. Für das Beispiel in Abbildung 18 A und die Überwachung in oberflächennahen Bereichen der Anreicherungszone scheint ein Verdünnungsfaktor von 0,1 die Oberflächenwasserqualität immer noch ausreichend zu schützen, da etwa 10 % der Landoberfläche des Grundwasserkörpers zur Kontamination im Gewässer beitragen. Der relevante Kriterienwert (KW) wurde folgendermaßen definiert: $KW = UQN \cdot AF / VF$. Daraus folgt für Grundwasser $KW = UQN_{\text{Oberflächenwasser}} \cdot (1/0,1)$ für diese spezifische Situation. Wird die Verminderung ebenfalls berücksichtigt und wird ein Verminderungsfaktor von 3 für das dargestellte Beispiel angesetzt, so könnte der KW sogar $UQN \cdot 3/0,1$ betragen und noch immer ausreichend sein, um diesen Oberflächenwasserrezeptor zu schützen.

Verminderungs- und Verdünnungsfaktoren können auch für nutzungsbezogene Kriterienwerte verwendet werden – vorausgesetzt, dass die Überwachungspunkte, an denen die Übereinstimmung gegenüber den Schwellenwerten beurteilt wird, weit entfernt (lange Transportzeiten) von der Entnahmestelle liegen. Hier können die Verminderungs- und Verdünnungsfaktoren angesetzt werden, um Mischungseffekte zu berücksichtigen, die natürlicherweise auftreten, wenn Wasser aus einem Aquifer gepumpt wird und sowohl oberflächennahe wie auch tiefe Fließpfade jene Wasserqualität bewirken die am oder nahe dem Entnahmepunkt beobachtet wird. Dieser Mischungsvorgang ist im Prinzip jener Mischung sehr ähnlich, die in einem Gewässer auftritt, wenn kurze und lange Fließwege am Übergang von Grundwasser und Oberflächenwasser zusammentreffen. Ob es angebracht ist, Verdünnungs- und Verminderungsfaktoren für nutzungsbezogene Kriterien anzuwenden, muss von den Mitgliedstaaten selbst entschieden werden.

9 ANHANG 2: DIE ROLLE VON GRUNDWASSERSPIEGEL-MONITORING IN DER ZUSTANDSBEURTEILUNG

Die Definition des mengenmäßigen Zustands in der WRRL ist – im Zusammenspiel von einer Reihe von Faktoren – auf den Grundwasserspiegel ausgerichtet. Die Verwendung des Grundwasserspiegels allein führt jedoch nicht zu einer verlässlichen Einstufung. Grundwasserfließbewegungen sind ebenso wichtig, können jedoch nicht direkt gemessen, sondern nur auf der Basis hydrologischer und meteorologischer Messungen geschätzt werden. Grundwasserspiegellagen alleine sollten nicht den Ausschlag in der Bestimmung des mengenmäßigen Zustands geben. Dieser Anhang unterbreitet Vorschläge, wie die zur Bestimmung des mengenmäßigen Zustands zusätzlich nötigen Parameter in der Praxis angewandt werden könnten. Diese werden in den WRRL-Leitfäden zum Thema Monitoring behandelt.

Wasserbilanz: Ein anhaltendes Absinken von Grundwasserspiegeln bestätigt, dass im Überwachungszeitraum mehr Wasser entnommen als angereichert wird, woraus sich diesbezüglich ein schlechter Zustand ableiten lässt. Langfristig gleichbleibende Wasserspiegel sind jedoch nicht unbedingt ein Hinweis auf einen guten Zustand, da das Wasser, das benötigt wird, um dieses konstante Niveau zu halten, dem Oberflächenwasser entnommen sein könnte, woraus potentiell ein Umweltschaden resultieren könnte.

Oberflächenwasser: Besteht eine 100-prozentige Verbindung von Oberflächenwasser und Grundwasser, so tendiert der Fluss dazu, den Grundwasserspiegel lokal an den Flusspegel zu binden, so dass Schwankungen minimal sind. Unter diesen Umständen eignet sich der Grundwasserspiegel nicht dazu, Wechselwirkung zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser anzuzeigen. Besteht keine Verbindung zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser, kann der Grundwasserspiegel über, auf gleicher Höhe oder unter dem Wasserspiegel des Flusses liegen und gibt ebenso keinen Aufschluss über die Auswirkungen des Grundwassers auf den Fluss.

GWATÖ: Der Grundwasserspiegel bei oder rund um terrestrische Ökosysteme(n) ist von fundamentaler Bedeutung für die Verbesserung des konzeptionellen Modells darüber, wie ein GWATÖ funktioniert. Er ist ein wesentliches Hilfsmittel zur Bestätigung der Verbindung mit dem Grundwasser, obwohl es kein einzelnes Signal aus der Spiegelüberwachung gibt, das dies impliziert oder bestätigt. Vielmehr geht es um eine Kombination von absoluten Spiegelmessungen, Berücksichtigung von Schwankungen im Grundwasserleiter, Feuchtgebiets-Schichten und der offenen Wasserfläche. Mit größter Wahrscheinlichkeit wird die Entwicklung eines Modells zur Bestätigung des konzeptionellen Verstehens notwendig sein. Dieses Modell wird Oberflächenwasser, Grundwasser oder beides berücksichtigen.

Element der Intrusion: Der Nachweis von Intrusion sollte eher auf der Basis der Qualität als jener der Spiegelmessung erfolgen.

In Grundwasserleitern geringer Durchlässigkeit sowie in Karst-Aquiferen wird das Überwachen von Bohrlöchern möglicherweise keinen exakten Rückschluss auf die piezometrische Oberfläche erlauben, und in manchen Gebieten wird der Begriff der piezometrischen Oberfläche nicht relevant sein. In solchen Fällen kann es besser sein, andere Indikatoren für den mengenmäßigen (und qualitativen) Zustand heranzuziehen, wie z. B. Oberflächenwasserabfluss und Quellschüttung.

Der beste Nutzen von Wasserspiegeldaten liegt vermutlich darin, das Funktionieren des Grundwasserkörpers zu bestätigen und auf dieser Basis zu bestimmen, ob er sich in gutem Zustand befindet oder nicht. Langfristige Spiegelschwankungen sind am besten geeignet. Weist ein Bohrloch inkonsistente Daten auf, kann dies ein Hinweis darauf sein, die Funktionsweise des Grundwasserfließsystems genauer zu untersuchen.

10 ANHANG 3: FALLSTUDIEN

10.1 Fallstudie 1: Umsetzung der WRRL und der GWRL in Deutschland

Hintergrundinformation
Titel/Name der Fallstudie: Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und der Grundwasserrichtlinie in Deutschland
Art der Fallstudie:
Web-Link:
Ziel der Fallstudie: Darstellung des deutschen Ansatzes zur Festlegung von Grundwasserschwellenwerten
Beitrag zu ...
Leitfaden-Schwerpunkt: Grundwasserschwellenwerte
Besondere Beiträge
Hintergrund <p>Der Leitfaden zur Beurteilung von Zustand und Trend im Grundwasser bietet eine Methodik zur Festlegung von Schwellenwerten, zur Zustandsbeurteilung von Grundwasserkörpern sowie für die praktische Umsetzung relevanter Erfordernisse der WRRL und der GWRL an. Die Diskussionen im Zuge der Erstellung dieses Dokuments zeigten, dass aufgrund der Umstände und Rahmenbedingungen in den einzelnen Mitgliedstaaten eine gewisse Flexibilität in der Umsetzung und Anwendung der Bestimmungen angeraten ist. Ziel ist es, vergleichbare Ergebnisse zu erhalten – bei gleichzeitiger Flexibilität in der Art und Weise, wie diese Ergebnisse erzielt wurden.</p>
Wissenschaftlicher Hintergrund <p>Grundwasser ist ein wesentliches Element des Naturhaushalts. Es ist Teil des Wasserkreislaufs und erfüllt wichtige ökologische Funktionen. Grundwasserressourcen nahe der Oberfläche liefern Wasser für Pflanzen und bilden wertvolle Feuchtbiotope. Grundwasser speist Quellen, Bäche und Flüsse. Daher beeinflussen Qualität und Menge des Grundwassers auch Oberflächengewässer. Über 70 % des Trinkwassers stammt aus Grundwasser – es ist daher für Deutschland die wichtigste Trinkwasserressource. Grundwasser ist jedoch auch ein eigenständiges Habitat mit großer biologischer Vielfalt. Daher ist es für eine nachhaltige Entwicklung und sichere zukünftige Wasserversorgung von höchster Wichtigkeit, den vollen, gebrauchsbasierten Schutz des Grundwassers im Sinne des Vorsorgeprinzips zu garantieren.</p>
Grundwasser als eigenständiges Schutzgut <p>Aufgrund der besonderen Bedeutung des Grundwassers für die Umwelt und den Menschen betrachtet Deutschland das Grundwasser insgesamt als schützenswertes Gut. Die Erfahrung hat gezeigt, dass es, um das Grundwasser umfassend und vorausblickend zu schützen, nicht ausreicht, einfach dessen Nutzungen zu schützen. Grundwasser ist ein integraler Bestandteil des Wasserkreislaufs und der Umwelt insgesamt. Diese Betrachtungsweise stimmt mit der aktuellen Gesetzgebung überein und findet sich in zahlreichen auf Bundes- und Länderebene geltenden Gesetzen und Verordnungen wieder.</p>
Festlegen von Grundwasserschwellenwerten <p>Artikel 3.2 der Grundwasserrichtlinie bietet die Möglichkeit, Schwellenwerte auf nationaler Ebene, auf der Ebene der Flussgebietseinheit oder dem Teil der internationalen Flussgebietseinheit, der in das Territorium eines Mitgliedstaates fällt, oder auf der Ebene eines Grundwasserkörpers oder einer Gruppe von Grundwasserkörpern festzulegen. In Deutschland werden Schwellenwerte auf nationaler Ebene festgelegt. Dies garantiert ein einheitliches und vergleichbares Verfahren in allen Ländern des Bundesgebietes, reduziert den administrativen Aufwand und führt zu größerer Kosteneffizienz. Darüber hinaus bilden nationale Schwellenwerte die Basis für weitere gesetzliche Regelungen (z. B. Abfallwirtschaft oder Bodenschutz).</p>

Deutsche Methodik zur Ableitung von Grundwasserschwellenwerten

Die Deutsche Methodik zur Ableitung von Grundwasserschwellenwerten beruht auf dem Konzept der so genannten Geringfügigkeitsschwellen. Dies berücksichtigt gesundheitliche Schutzanforderungen ebenso wie Anforderungen zum Schutz aquatischer und terrestrischer Ökosysteme. Die abgeleiteten Schwellenwerte gelten im Prinzip für alle Grundwasserkörper. Auf den komplexen und aufwändigen Vorgang, individuelle Schwellenwerte für jeden einzelnen Grundwasserkörper zu ermitteln, kann daher verzichtet werden.

Die Methodik zur Ableitung von Schwellenwerten basiert auf wissenschaftlichen Kenntnissen und berücksichtigt geologische und hydrogeologische Bedingungen für ganz Deutschland. Die Ableitung beruht hauptsächlich auf humantoxikologischen und ökotoxikologischen Aspekten. Dabei werden im Wesentlichen Normen und Werte verwendet, die bereits in EU-Richtlinien festgelegt bzw. in EU-Gremien übereinstimmend beschlossen wurden. Im Falle der Humantoxikologie wird auf die Grenzwerte der EU-Trinkwasserrichtlinie Bezug genommen, sofern sie nicht verteilungsbezogen sind. Gibt es keine derartigen Werte, so werden sie auf Basis dieser Richtlinie ermittelt; in diesem Fall umfassen die maßgeblichen Kriterien insbesondere Geruch, Geschmack und Farbe. Bezüglich der Ökotoxikologie werden zur Ableitung von Schwellenwerten mehrere vergleichbare Datenquellen in der folgenden Reihenfolge verwendet:

Primär werden in unveränderter Weise gesetzlich verpflichtende ökotoxikologische Umweltqualitätsnormen für aquatische biotische Oberflächengewässer-Gemeinschaften verwendet. Dazu gehören insbesondere Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des chemischen Zustands von Oberflächengewässern, Richtlinie 76/464 (betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft) sowie Normen für prioritäre Stoffe. Diese werden nicht übernommen, wenn die Hintergrundwerte oder der Gehalt an Schwebstoffen im Oberflächengewässer wichtig für die Ableitung der Umweltqualitätsnorm sind. Nach aktuellem Wissensstand scheint es gerechtfertigt, auf Beurteilungsergebnisse für Oberflächenwasserökosysteme zurückzugreifen. Grundwasserorganismen reagieren eher noch sensibler, da sie keine Fluchtmöglichkeit haben und Schadstoffe für gewöhnlich aufgrund der geringen Fließrate des Grundwassers mehr Zeit haben, ihre Umgebung zu beeinflussen.

Sind auf gesetzlicher Grundlage keine Umweltqualitätsnormen festgelegt, wird auf Basis von PNEC-Werten vorgegangen (Predicted No Effect Concentration; vorausgesagte Konzentration die keine Auswirkungen auf die Umwelt zeigt). Diese Werte wurden nach aktuellem Stand der Kenntnisse und gemäß strenger EU-weit einheitlicher und transparenter Prinzipien (Technische Leitfäden) ermittelt; sie wurden von zahlreichen ExpertInnen in Übereinstimmung mit den Bestimmungen des Europäischen Chemikalienrechts geprüft und mit der Publikation des letzten "Berichts zur Risikoabschätzung" angenommen.

Gibt es auch auf europäischer Ebene keine festgelegten Ziele, so werden MPC (Maximum Permissible Concentration, zulässige Höchstkonzentration) oder MPA-Werte (Maximum Permissible Addition, zulässige Höchstzugabe) eines holländischen Berichts als Basis für die Schwellenwerte verwendet, wobei die Methode der statistischen Extrapolierung dieselbe ist wie bei der Ableitung der PNEC-Werte.

Schwellenwerte werden immer auf Basis des niedrigeren Wertes aus der humantoxikologischen und ökotoxikologischen Ableitung festgelegt. Da dieser Wert unter den geogenen Konzentrationen im Grundwasser liegen kann, wie im Fall von Schwermetallen, wird der Schwellenwert auf der Basis des Hintergrundwerts beurteilt (SW = HW). In solchen Fällen gilt der Wert nur für diesen spezifischen Grundwasserkörper. Darüber hinaus sollte für organische, nicht-natürliche Stoffe – für die aufgrund des ökotoxikologischen Ableitungsmodus sehr niedrige Werte gelten – eine Untergrenze von 0,01 µg/l eingezeichnet werden, es sei denn, es liegen konkrete Testergebnisse vor, die einen niedrigeren Wert rechtfertigen. Da in jedem Fall der strengere Wert als Grenzwert verwendet wird, schützt diese Methodik alle der Wasserrahmenrichtlinie und der Grundwasserrichtlinie unterliegenden Rezeptoren.

Gewonnene Erfahrungen – Schlussfolgerungen – Empfehlungen

Zukunftsperspektiven – Nächste Schritte – Zugänglichkeit der Ergebnisse

10.2 Fallstudie 2: Festlegung von Schwellenwerten in den Niederlanden

Hintergrundinformation
Titel/Name der Fallstudie: Festlegung von Schwellenwerten in den Niederlanden
Art der Fallstudie:
Web-Link: http://www.kaderrichtlijnwater.nl
Ziel der Fallstudie: Diese Fallstudie beschreibt Ziele und Randbedingungen von Schwellenwerten sowie den Modus der Festlegung von Schwellenwerten in Holland
Beitrag zu ...
Leitfaden-Schwerpunkt: Grundwasserschwellenwerte, natürliche Hintergrundwerte
<p>Besondere Beiträge</p> <p>Diese Fallstudie beschreibt, wie die Niederlande mit der allgemeinen Methodik zur Ableitung von Schwellenwerten, wie im Leitfaden beschrieben, verfahren werden. Innerhalb dieser Perspektive unterscheiden die Niederlande zwischen einem kurzfristigen und einem langfristigen Ansatz.</p>
<p>1. Langfristiger Ansatz</p> <p>1.1 Ziel und Randbedingungen: Schwellenwerte zielen auf Basis-Grundwasserqualität ab</p> <p>Aufgrund der typischen geohydrologischen Situation, in der natürliche geohydrologische Grenzen fehlen, haben die Niederlande relativ große Grundwasserkörper. Trotz der langen Tradition der Wasserbewirtschaftung in den Niederlanden ist jedoch noch nicht bekannt, wie der Schutz der Rezeptoren gestaltet werden soll und welche Rolle Schwellenwerte hier spielen. Relevante Aspekte hierfür sind</p> <ul style="list-style-type: none"> - das Ausmaß, inwieweit Grundwasser tatsächlich in Wechselwirkung mit einem spezifischen Rezeptor steht: die Auswirkung der Grundwasserqualität auf Rezeptoren ist – im Vergleich zu anderen Auswirkungen – oft begrenzt; - die Ausdehnung des mit den Rezeptoren verbundenen Gebietes im Verhältnis zur Gesamtfläche des Grundwasserkörpers; - das Ausmaß, inwieweit Maßnahmen zur Verbesserung des Rezeptorschutzes beitragen: Eine Veränderung der Einwirkungen von Grundwasser auf Rezeptoren ist kostspielig und kann aufgrund der langen Transportzeiten im Grundwasser sehr zeitaufwändig sein. <p>Rezeptoren haben im Allgemeinen eine relativ geringe Ausdehnung, verglichen mit der Gesamtfläche des Grundwasserkörpers. Außerdem bewegen sich die Zeitskalen von Grundwasserkörpern zwischen Infiltrationspunkt und Rezeptor in Jahrzehnten, Jahrhunderten oder sogar mehr, und während dieses Transports finden Verminderungs- und Verdünnungsvorgänge statt. Daher sollten Schwellenwerte in den Niederlanden mit der in einem Grundwasserkörper vorherrschenden Basis-Grundwasserqualität in Bezug stehen. Diese Basisqualität garantiert den Schutz der relevanten Rezeptoren, d. h. aquatischer und terrestrischer grundwasserabhängiger Ökosysteme und die Nutzung des Grundwassers durch den Menschen. Potentielle Probleme mit diesen lokalen Funktionen sollten daher nicht mit Schwellenwerten für den gesamten Grundwasserkörper gelöst werden. Vielmehr sollten der spezifische Schutz spezifischer Funktionen oder Werte des Grundwassers durch zusätzliche spezielle Maßnahmen erzielt werden.</p> <p>Die zusätzlichen Maßnahmen zur Wiederherstellung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme oder zum Schutz der Trinkwasserqualität werden spezifisch sein und auf lokaler Ebene stattfinden. Der holländische Zugang ist, jene Natura 2000-Gebiete und Grundwasserschutzgebiete zu kennzeichnen, welche als separate (besondere) Gebiete mit ‚lokalen Zielen‘ in Bezug auf Grundwasserqualität identifiziert wurden und in denen zusätzlich zu allgemeinen Maßnahmen entsprechende lokale Maßnahmen gesetzt werden, um diese Ziele zu erfüllen.</p> <p>Dieser Zugang basiert außerdem auf der folgenden pragmatischen Überlegung:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Der administrative Aufwand und die Kosten für die Ableitung von Kriterienwerten für jeden der relevanten Rezeptoren werden beträchtlich sein. - Die Zeit für die Ermittlung von Schwellenwerten mit Hilfe des komplexen, im Leitfaden vorgeschlagenen Verfahrens ist begrenzt. Ende 2007 leiteten die NL, wie in diesem Dokument vorgeschlagen, Schwellenwerte ab, um sie Ende 2008 gesetzlich zu verankern.

- Der Leitfaden berücksichtigt nicht die Unterschiede zwischen identifizierten relevanten Rezeptoren, die in einem Grundwasserkörper vorhandenen sind.

Schwellenwerte sollten daher eher die regionale Basis-Grundwasserqualität berücksichtigen als die UQN des kritischsten lokalen Rezeptors.

Aus den oben beschriebenen Gründen wird also der niederländische Zugang leicht von Abbildung 3 und 4 dieses Leitfadens abweichen. Die Vorgangsweise beginnt mit der Auswahl eines oder mehrerer relevanter Rezeptoren. Für jeden dieser Rezeptoren werden Kriterienwerte (KW) abgeleitet. Nach dem Vergleich der Kriterienwerte mit den Hintergrundwerten besteht das Ergebnis des ersten Teils von Abbildung 3 in der Ableitung eines relevanten Schwellenwerts für jeden Grundwasserkörper. Dieser Schwellenwert wird in das zweite Rechteck in Abbildung 4 des Leitfadens übernommen. Im zweiten Teil dieser Abbildung wird die ‚entsprechende Untersuchung‘ für die ausgewählten relevanten Rezeptoren durchgeführt.

2. Kurzfristiger Ansatz

2.1 Auswahl von Stoffen

Das Verfahren zur Auswahl und Festlegung von Schwellenwerten ist kosten- und zeitaufwändig. Daher konzentriert sich der kurzfristige Ansatz auf jene Substanzen, die Anlass zu Besorgnis geben:

- Substanzen, für die im Zuge der Charakterisierung festgestellt wurde, dass Umweltziele nicht erfüllt werden;
- neueste Erkenntnisse betreffend die Niveaus gewisser Stoffe im Verhältnis zu den Gefahren für Mensch und Umwelt.

Die Notwendigkeit, Schwellenwerte für andere Stoffe abzuleiten, wird nach der Neucharakterisierung der Oberflächen- und Grundwasserkörper formuliert werden, die für den Zeitraum von 2008–2012 angesetzt ist. Die Stoffe in Anhang II Teil B der GWRL werden prioritär behandelt.

2.2 Festlegung der Höhe von Schwellenwerten

In den Niederlanden werden Umweltnormen integrativ und umfassend ermittelt, um sicher zu gehen, dass die für die verschiedenen Umweltkompartimente abgeleiteten Normen konsistent sind. Es wurde daher entschieden, die Höhe von Schwellenwerten auf der Basis der vorliegenden Fassung des Leitfadens für die Ableitung von Grenzen für Umweltgefährdungen innerhalb des Projektes ‚International and National Environmental Quality Standards for Substances in the Netherlands‘ (INS: van Vlaardingen & Verbruggen, 2006) festzulegen. Dieser Leitfaden wurde in Übereinstimmung mit der WRRL erstellt und gemäß den Technischen Leitfäden³⁸ dort angepasst, wo die WRRL nicht anwendbar war. Die niedrigere der beiden Umweltgefährdungsgrenzen (environmental risk limit) sollte als Schwellenwert angenommen werden. Die zulässige Höchstkonzentration (Maximum Permissible Concentration, MPC) sollte als Schwellenwert für jene Stoffe verwendet werden, die natürlich in der Umwelt vorkommen, wie Metalle und Salze.

Innerhalb des holländischen Zugangs zur Festlegung von Normen für natürliche Stoffe ist es üblich, die MPC zu berechnen, indem die zulässige Höchstzugabe (Maximum Permissible Addition, MPA) zum Hintergrundwert addiert wird. Die MPA kann eine detailliertere Auslegung der *gerinfügigen Erhöhung* sein, die in diesem Leitfaden erwähnt ist. Im Fall von Metallen wird die MPC als Summe des Hintergrundwerts und der MPA berechnet. Diese MPA für Metalle ist ein konstanter, risikobasierter Wert. Für Phosphat hängt die MPA von den ökologischen Zielen ab und wird daher aufgrund des relevantesten Rezeptors im GWK berechnet. Bis jetzt wurde keine Differenzierung für den Hintergrundwert vorgenommen, die Hintergrundwerte für den betreffenden GWK können jedoch signifikant von denen der benachbarten Grundwasserkörper abweichen. Es ist daher erforderlich, Hintergrundwerte für jeden individuellen Grundwasserkörper abzuleiten. Folglich können die Schwellenwerte für natürliche Stoffe von Grundwasserkörper zu Grundwasserkörper variieren.

Schritt 1: Ableitung der Umweltgefährdungsgrenzen (Environmental Risk Limit, ERL): $ERL_{\text{öko, natürlich}}$ ist von der zulässigen Höchstzugabe (MPA) und dem Hintergrundwert (HW) abzuleiten, um die zulässigen Höchstkonzentrationen (MPC) zu erhalten:

Natürlich auftretende Stoffe

- Chlorid: $ERL_{\text{öko, natürlich}} = MPC\text{-Cl}$
- Metalle: $ERL_{\text{öko, natürlich}} = MPC\text{-Metalle} = MPA\text{-Metalle} + HW_{\text{GWK}}$, unter Annahme einer kon-

³⁸ Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC)

- stanten MPA für die verschiedenen Grundwasserkörper
- Phosphat: $ERL_{\text{öko, natürlich}} = MPC-P = MPA-P_{\text{GWK}} + HW_{\text{GWK}}$, unter Annahme, dass sowohl MPA als auch HW eine Funktion des Grundwasserkörpers sind

Trinkwasser

- $ERL_{\text{Mensch}} = \text{Trinkwassernorm}$
- Wenn $ERL_{\text{Mensch}} < HW_{\text{GWK}}$, $ERL_{\text{Mensch}} = HW_{\text{GWK}}$

Schritt 2: Ableitung der niedrigsten ERL (Mensch oder öko, natürlich) mittels

- Auswahl relevanter Rezeptoren
- niedrigste ERL der ausgewählten relevanten Rezeptoren (öko oder Trinkwasser)

Schritt 3: Ableitung des Schwellenwertes mittels

- Vergleich von ERL mit dem Hintergrundwert
- wenn $ERL < HW$, dann ist der Schwellenwert = HW
- wenn $ERL > HW$, dann ist der Schwellenwert = KW (Kriterienwert)

2.3. Hintergrundwert

In den Niederlanden gibt es seit 1979 ein Grundwasserqualitätsmessnetz. Die Beobachtungsbrunnen sind für die vorherrschende Bodennutzung/Bodenart ziemlich regelmäßig über das Land verteilt, um einen Einblick in die Grundwasserqualität sowie Trends auf regionaler Ebene zu bekommen. Jeder Überwachungsbrunnen ist mit drei Screens in einer Tiefe von etwa 10, 15 bzw. 25 m unter der Oberfläche ausgestattet. Für die Ableitung von Hintergrundwerten werden Screens mit einer Länge zwischen 1 und 5 m ausgewählt, die in einer Wasserschicht von 10 m in der gesättigten Zone, mindestens 1 m unterhalb der Geländeoberfläche liegen UND wobei der oberste Screen sich mindestens 2 m unter dem Grundwasserspiegel befindet. Die Brunnen werden so platziert, dass bekannte Punktquellen von Schadstoffen gemieden werden, obgleich es auch in diesen Tiefen kein ursprüngliches Grundwasser in den Niederlanden mehr gibt. Zur Ermittlung der Hintergrundwerte je Beobachtungsbrunnen und Screen werden die Zeitreihen der Beobachtungen herangezogen. Im Falle des Grundwasserkörpers Zentraler Graben (Centrale Slenk) stehen keine Beobachtungsbrunnen aus dem Messnetz zur Verfügung. Stattdessen wird der Hintergrundwert dieses Grundwasserkörpers auf der Basis von Grundwasserentnahmedaten ermittelt. Es wird angenommen, dass der Medianwert jeder Zeitreihe die Verteilung am besten darstellt. Aus den Medianwerten werden ein 50-Perzentil und ein 90-Perzentil errechnet. Zur Ermittlung des Hintergrundwerts kommen zwei Ansätze zur Anwendung:

- das 50-Perzentil ohne Vorauswahlverfahren
- das 90-Perzentil mit Vorauswahl basierend auf anthropogener Einwirkung.

Wenn die Konzentrationen niedrig sind (Schwermetalle, Pestizide) kann die Behandlung von Werten, die unter der Nachweisgrenze liegen (wie im Leitfaden vorgeschlagen) die Hintergrundwerte stark beeinflussen und in künstlichen Hintergrundwerten resultieren. Es ist daher erforderlich, zu erwägen, von der im Leitfaden vorgeschlagenen Behandlung von Werten unter der Nachweisgrenze abzugehen und alle Werte unterhalb der Nachweisgrenze innerhalb einer Zeitreihe durch die niedrigste Nachweisgrenze in dieser Zeitreihe zu ersetzen (unter Ausschluss von Nachweisgrenzen kleiner als Null).

Beim ersten Ansatz erfolgt keine Vorauswahl an Proben. Um zu vermeiden, dass der anthropogene Effekt zweimal einbezogen wird, wird als Hintergrundwert das 50-Perzentil genommen. Der Vorteil dieser Vorgehensweise liegt darin, dass keine Proben aus dem Datensatz ausgeschieden werden.

Bei der zweiten Methode werden Proben auf Basis der Konzentrationen von Sulfat, Chlorid und Nitrat ausgewählt, um anthropogen beeinflusste Proben auszuschneiden. Um den Unterschieden in den hydrogeologischen und hydrogeochemischen Bedingungen Rechnung zu tragen, wird danach unterschieden, wie brackiges und süßes Grundwasser in einem Grundwasserkörper von anthropogenen Belastungen auf ein Ökosystem beeinflusst wird. Verschiedene Algorithmen werden angewandt, um zu entscheiden, welche Messungen brackigen und süßen Grundwassers ausgeschieden und welche nicht ausgeschieden werden, unter Berücksichtigung geohydrologischer und geohydrochemischer Bedingungen. Nach Ausschneiden der anthropogen beeinflussten Proben wird als Hintergrundwert der untere Teil des 90-Perzentil-Konfidenzintervalls herangezogen. Letztlich wird der Hintergrundwert als der höchste Wert dieser beiden Ansätze festgelegt.

Gewonnene Erfahrungen – Schlussfolgerungen – Empfehlungen

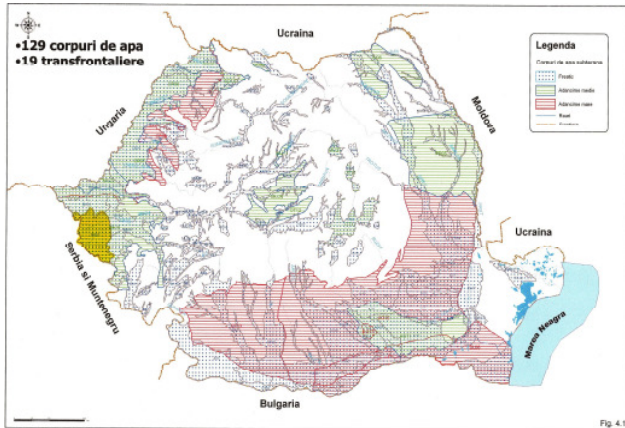
Zukunftsperspektiven – Nächste Schritte – Zugänglichkeit der Ergebnisse

10.3 Fallstudie 3: Ableitung von Hintergrundwerten und Schwellenwerten in einem rumänischen Grundwasserkörper

Hintergrundinformation
<p>Titel/Name der Fallstudie: Festlegung von Schwellenwerten für einen verschmutzten Grundwasserkörper (aufgrund einer Deponie), um die in der WRRL und der GWRL festgelegten Umweltziele zu erreichen.</p>
<p>Art der Fallstudie: Holländisch-rumänisches Projekt innerhalb des holländischen Pre-accession Programme – Environmental Facility. Das Projekt wird von der EVD (Agency for International Business and Cooperation) finanziert und hat zwei holländische Behörden als Partner: Das Ministerium für Wohnbau, Raumplanung und Umwelt und SenterNovem/Bodem+ (eine Behörde des holländischen Wirtschaftsministeriums. Die rumänischen Gegenstücke dazu sind das Ministerium für Umwelt und Nachhaltige Entwicklung und die Nationale Administration ‚Apele Române‘, welche gemeinsam mit dem Banat Water Directorate in der Rolle der Empfänger sind.</p> <p>Das Projekt wird von einem Berater-Konsortium (Grontmij Nederland bv, Witteveen+Bos, Ecorys und BDO Conti Audit) in enger Kooperation mit den genannten Amtskollegen durchgeführt.</p>
Web-Link:
<p>Ziel der Fallstudie: Rumänien wurde in diesem Projekt bei der Umsetzung dreier europäischer Richtlinien – WRRL, GWRL und Deponierichtlinie – von den Niederlanden in technischer Hinsicht unterstützt. Der Hauptzweck des Projektes ist die Entwicklung von Maßnahmen zur Sanierung des durch Deponien verschmutzten Grundwassers für ein Pilotgebiet in der Banat-Region (im Südwesten Rumäniens), wo zwei wichtige Deponien – Parta und Jimbolia – liegen.</p> <p>Der Einfluss dieser Deponien auf das Grundwasser wurde anhand eines speziellen Monitoring-Programmes und mit Hilfe eines eigens entwickelten Transportmodells untersucht. Um die Monitoring-Ergebnisse genau beurteilen zu können und das bestgeeignetste Maßnahmenprogramm zu entwickeln, war der erste Schritt die Ableitung von Hintergrundwerten und Schwellenwerten für den unter den beiden Deponien befindlichen Grundwasserkörper ROBA03-Timisoara. Für die Ableitung von HW und SW wurden Leitfäden entwickelt und zum ersten Mal angewandt. Sie sind für die Weiterverwendung durch andere Wasserdirektionen in Rumänien gedacht.</p>
Beitrag zu ...
<p>Leitfaden-Schwerpunkt: Ableitung von Hintergrundwerten und Schwellenwerten</p>
<p>Besondere Beiträge: Erstellen eines Leitfadens und einer Methodik für die Ableitung von Hintergrundwerten und Schwellenwerten für Rumänien, einschließlich vorentwickelter Excel-Sheets für die verschiedenen Ableitungsschritte</p>

Charakterisierung

Der Grundwasserkörper ROBA03-Timisoara (Fläche: 2.577 km² auf rumänischem Territorium) wurde im Rahmen des Artikels 5 der WRRL als gefährdet eingestuft, da Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen die Trinkwassernormen überschritten.



Rumänien und seine abgegrenzten Grundwasserkörper (Pilot-GWK in Gelb)



Die Banat-Flussgebietseinheit und der Pilot-GWK (ROBA03)

ROBA03 liegt innerhalb eines oberflächennahen Porengrundwasserleiters aus Sand und Schotter mit Ton- und Schluffeinlagen. Der Aquifer hat bis zu 15 m Tiefe Flussniederungs- und Terrassencharakter und ist bis 30–35 m als Wasserscheide ausgeprägt. Die hydraulische Leitfähigkeit variiert zwischen 10 und 50 m/Tag. An manchen kleineren Stellen befindet sich an der Oberfläche eine mächtige Tonschicht, insbesondere um die Deponie in Jimbolia, doch die allgemeinen Strömungsbedingungen entsprechen denen oberflächennaher Aquifere.

Die Anreicherung des ROBA03 Grundwasserkörpers erfolgt hauptsächlich durch Niederschlag (Netto-Anreicherungsrate 15–30 mm/Jahr), gemeinsam mit dem Wasser von Wiesenflüssen während Hochwasser und Überflutungen. Bei niedrigeren Niveaus entwässern Flüsse die phreatische Schicht, mit Ausnahme des Gebietes nahe dem Fluss Bega. Der Fluss Bega reichert aufgrund seiner hohen Eindeichung das Grundwasser permanent an.

Gewonnene Erfahrungen – Schlussfolgerungen – Empfehlungen

Basierend auf dem Entwurf des gegenständlichen Leitfadens der Arbeitsgruppe C (Version 2.0 vom 25.10.2007) und den Empfehlungen des Projektes BRIDGE wurden für die Ableitung von Hintergrund- und Schwellenwerten für den Grundwasserkörper ROBA03 alle chemischen Daten von 1976–2006 in eine Excel-Datenbank importiert (207 Beobachtungsbrunnen, 3.300 Proben, 45.000 Analysen) – ein Arbeitsblatt pro Jahr bzw. eine Spalte pro Probe.

Für die Ableitung von Hintergrund- und Schwellenwerten standen die folgenden Indikatoren zur Verfügung:

- 1975–2008: pH, elektr. Leitf., Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, Alkalität, Ca²⁺, Mg²⁺, Fe und NH₄⁻.
- 1986–2008: auch Na⁺, K⁺, Mn²⁺
- 1993–2008: auch Zn²⁺
- 1996–2008: auch PO₄
- 2006–2008: auch Cu, Ni und Pb wurden 2006 zum ersten Mal analysiert.

Die Datenbank wurde gefiltert, indem Fehler in der Ionenbilanz für alle Proben und statistischen Parameter berechnet wurden (kein Ausschluss von Daten), ebenso mittels der Korrelation zwischen der Summe der Anionen und der gemessenen Leitfähigkeit. Alle als nicht plausibel identifizierten Proben wurden ausgesondert. Anschließend wurden jene Brunnen, die anthropogene Einträge aufwiesen, in einem zweistufigen Prozess ausgeschlossen (Cl < 200 mg/l; NO₃ < 10 mg/l). Schwellenwerte wurden durch Vergleich des Hintergrundwerts mit den Qualitätsnormen für Trinkwasser und Oberflächengewässer festgelegt.

Die Ermittlung von Hintergrund- und Schwellenwerten führte zu den folgenden Endergebnissen (nur für ausgewählte, in der Analyse verwendeten Stoffe und Substanzen, die für eine Gefährdung, den guten Zustand zu verfehlen, verantwortlich waren – d. h. Nitrate und Ammonium):

Tabelle 10: **Resultierende Schwellenwerte für ROBA03, 2008**

		Hintergrundwert 90-Perzentil Brunnen mit: NO ₃ < 10 mg/l, Cl < 200 mg/l	Rumän. Trinkw.- norm	Rumän. Oberfl.- gew.- norm	Schwellen- wert
<i>Anzahl Brunnen</i>		92			
Cl	mg/l	103			
SO ₄	mg/l	197			
NH ₄	mg/l	2,11	0,50	1,0	2,11
K	mg/l	11,9			
NO ₃	mg/l	7,7			
NO ₂	mg/l	0,21			
el.LF	µS/cm	1409			
Ni	µg/l	0,005			
Fe	mg/l	3,43			
Mn	mg/l	0,60			
Zn	mg/l	0,067			

EU Trinkwasser Leitfaden für chemische Zusammensetzungen (Sullivan et al., 2005)

Wesentliche Schlussfolgerungen auf Basis der verwendeten Methodik:

- Für den Pilot-Grundwasserkörper ROBA03 lag ein Großteil der Daten nicht in digitaler Form vor – die Digitalisierung war daher sehr arbeitsintensiv und zeitaufwändig. Sie ist jedoch erforderlich, nicht nur für diesen Zweck, sondern auch für zukünftige mit der WRRL und der GWRL in Zusammenhang stehende Aktivitäten.
- Die verwendete Methodik umfasst die Vorbereitung der Daten und ihre Bearbeitung mit Excel. Ausreichende Excel-Kenntnisse sind vonnöten.
- Die im EU-Leitfaden beschriebene Vorgangsweise erfordert ein gewisses hydrogeochemisches Grundwissen, ohne das die Ableitung von Hintergrund- und Schwellenwerten zwar möglich, jedoch zeitaufwändiger ist (und das Studium entsprechender Themen erforderlich macht).

Empfehlungen

- Ein schrittweiser Ansatz führt höchstwahrscheinlich zu den besten Ergebnissen.

Zukunftsperspektiven – Nächste Schritte – Zugänglichkeit der Ergebnisse

Alle Wasserdirektionen in Rumänien folgen den praktischen Schritten zur Ableitung von Hintergrund- und Schwellenwerten, basierend auf den EU-Leitfäden, die vom Banat Water Directorate mit Unterstützung durch holländische ExpertInnen erstellt wurden. Der im Rahmen dieses Projektes entwickelte Ansatz sowie die erzielten Ergebnisse werden auf der Website des Ministeriums für Umwelt und Nachhaltige Entwicklung publiziert: <http://www.mmediu.ro>. Die für Rumänien entwickelten Dokumente beruhen auf EU-Leitfäden, allerdings übertragen in praktische Hilfsmittel und Unterstützung.

Weitere Informationen über die Implementierung von Schwellenwerten und die Strategie Rumäniens können von Frau R. Balaet, ruxandra.balaet@mmediu.ro, Ministerium für Umwelt und Nachhaltige Entwicklung angefragt werden. Weitere Informationen zum Projekt sind vom Projektmanagement erhältlich: Herr FJL Vliegthart (frank.vliegthart@grontmij.nl) oder Herr Mr. P. Schipper (peter.schipper@grontmij.nl) von Grontmij Nederland B.V.

10.4 Fallstudie 4: Demonstration (hoher) Sulfat-Hintergrundwerte in Karstaquiferen – Eurogypsum

Hintergrundinformation																															
<p>Titel/Name der Fallstudie: Einige Bemerkungen zur geologisch bedingten Hintergrundbelastung von Grund- und Oberflächenwässern mit Sulfaten in Gipskarstgebieten.</p> <p>Die Studie ist in deutscher Sprache verfasst und hat eine englische Kurzzusammenfassung. Sie wurde vom Ingenieurbüro Völker im Dezember 2006 durchgeführt.</p>																															
<p>Art der Fallstudie: Beurteilung der Vertrauenswürdigkeit des Sulfatparameters in Karstgebieten. Die analysierten Gipsgebiete befinden sich in Deutschland.</p>																															
<p>Web-Link: http://www.eurogypsum.org Der Verband der Europäischen Gipsindustrien (The European Association of Plaster and Plaster Products Manufacturers), AISBL (International Non-Profit Association)</p>																															
<p>Ziel der Fallstudie: Demonstration (hoher) Sulfat-Hintergrundwerte in Karstaquiferen</p>																															
Beitrag zu																															
<p>Leitfaden-Schwerpunkt: Hintergrundwerte, Schwellenwerte</p>																															
<p>Besondere Beiträge: Erhöhte Sulfatkonzentrationen in Karstaquiferen</p>																															
<p>Beschreibung der Fallstudie</p> <p><u>Eigenschaften sulfatreichen Grundwassers aufgrund geologischer Einwirkungen</u></p> <p>Kommt Wasser mit Gipslagern in Kontakt, hat dies hohe Sulfatkonzentrationen zur Folge. Werte über 500 mg/l sind Indikatoren für direkten Kontakt von Wasser mit Gipsgestein im Untergrund. Da der Sulfatgehalt aus Kalziumsulfat resultiert (Gips), werden auch hohe Wasserhärten festgestellt.</p> <p>Die Leitfähigkeit ist bei Vor-Ort-Messungen ein weiterer hilfreicher Indikator, um Aquifere mit oder ohne Gipskontakt zu unterscheiden. In diesem Fall muss der Einfluss anderer Wasserbestandteile auf die Leitfähigkeit, insbesondere Chlorid, berücksichtigt werden. Die Leitfähigkeit ist jedoch ein guter Indikator, wenn Chlorid und andere Einflüsse im betreffenden Untersuchungsgebiet als nicht relevant beurteilt werden. In bekannten Gipslagerstätten unterscheidet der Autor zwischen regenwasserinfiltrierten Karstbecken und anderen, die Kontakt mit dem sulfathaltigen Gestein haben.</p> <p>Typische Werte für Leitfähigkeit, Sulfat und Wasserhärte in einem Gipskarstgebiet von 0,6 km² Fläche in Niedersachsen sind:</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Leitfähigkeit µS/cm</th> <th>Sulfat (mg/l)</th> <th>Gesamthärte (mg/l)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Teich mit Quelle Dezember 2000</td> <td>1.728</td> <td>1.324</td> <td>67</td> </tr> <tr> <td>Bach mit Quelle innerhalb dieses Gebiets. Dezember 2000</td> <td>1.625</td> <td>1.180</td> <td>63</td> </tr> <tr> <td>Oberflächenablauf nahe Gipsla- ger innerhalb dieses Gebiets</td> <td>1.910</td> <td>1.472</td> <td>78</td> </tr> </tbody> </table> <p>In demselben Gipslager gibt es jedoch Wässer, die keinen Kontakt mit dem gipshaltigen Gestein haben. Dies ist anhand der folgenden Messungen von Sulfatindikatoren und Leitfähigkeit klar nachweisbar:</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Leitfähigkeit µS/cm</th> <th>Sulfat (mg/l)</th> <th>Gesamthärte (mg/l)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Ablauf in einem grasbewachsenen Tal</td> <td>180</td> <td>23</td> <td>5</td> </tr> <tr> <td>Bach mit Quelle außerhalb des Kontakts mit Gipsgestein</td> <td>177</td> <td>18</td> <td>4</td> </tr> </tbody> </table>					Leitfähigkeit µS/cm	Sulfat (mg/l)	Gesamthärte (mg/l)	Teich mit Quelle Dezember 2000	1.728	1.324	67	Bach mit Quelle innerhalb dieses Gebiets. Dezember 2000	1.625	1.180	63	Oberflächenablauf nahe Gipsla- ger innerhalb dieses Gebiets	1.910	1.472	78		Leitfähigkeit µS/cm	Sulfat (mg/l)	Gesamthärte (mg/l)	Ablauf in einem grasbewachsenen Tal	180	23	5	Bach mit Quelle außerhalb des Kontakts mit Gipsgestein	177	18	4
	Leitfähigkeit µS/cm	Sulfat (mg/l)	Gesamthärte (mg/l)																												
Teich mit Quelle Dezember 2000	1.728	1.324	67																												
Bach mit Quelle innerhalb dieses Gebiets. Dezember 2000	1.625	1.180	63																												
Oberflächenablauf nahe Gipsla- ger innerhalb dieses Gebiets	1.910	1.472	78																												
	Leitfähigkeit µS/cm	Sulfat (mg/l)	Gesamthärte (mg/l)																												
Ablauf in einem grasbewachsenen Tal	180	23	5																												
Bach mit Quelle außerhalb des Kontakts mit Gipsgestein	177	18	4																												

Beispiele für praktisch gesättigte Karstaquifere (Völker, 1999):

	Leitfähigkeit $\mu\text{S/cm}$	Sulfat (mg/l)	Gesamthärte (mg/l)
GW-Quelle „Kniequelle“	2.580	1.200	85
GW-Quelle „Neuer Garten“	2.310	1.140	84
Karstquelle „Ufrunger See“	2.480	1.215	89
GW-Untergrundbecken „Heimkehle“	2.028	1.490	89

Einfluss auf Oberflächenwasser

Der Abfluss des Karstgebietes in einen Bach beeinflusst die folgenden Aquifere über weite Strecken. Das Wasser selbst hat einen hohen ökologischen Qualitätszustand. Der Sulfatgehalt ist vor dieser Studie noch nie gemessen worden.

Der Bach kommt aus einem Buntsandsteingebiet und weist über einige Kilometer in einem Tal nur geringe Sulfatwerte auf (19–62 mg/l, in der Messperiode 26.04.2002 bis 20.03.2004).

Nach dem Einmünden eines aus einem Karstgipsgebiet kommenden Baches, ändert sich die Situation ganz wesentlich. Der „sulfatfreie“ Bach wird plötzlich zu einem „sulfatreichen“ Gewässer. Die Messungen an Messstelle 44 schwanken zwischen 91 mg/l und 472 mg/l Sulfat.

Die Bedeutung der Karstregion steigt besonders bei hohen Temperaturen im Sommer, wenn die ursprüngliche Quellenaktivität auf einen niedrigen Wert sinkt.

Das gelöste Sulfat wird über mehrere Kilometer in ein gipsfreies Gebiet transportiert und kann nach einer Entfernung von 10 km von der geologischen Quelle klar nachgewiesen werden.

Alle gemessenen Sulfatkonzentrationen resultieren ausschließlich aus der natürlichen Hintergrundsituation ohne Verunreinigungseffekte. Der Einfluss anthropogener Aktivitäten kann bei allen oben genannten Fällen ausgeschlossen werden. Die Variationen in den Sulfatkonzentrationen lassen sich mit der Verdünnung von Grundwasser oder Oberflächenwasser durch saisonale Regeninfiltration erklären.

Einfluss auf stagnierende Grundwasser-Aquifere

Grundwasseraquifere, die mit Gips und anderem Untergrund (in diesem Beispiel granularer Boden) in Kontakt sind, weisen volle Sulfatsättigung auf. Jedoch kann immer wenn die Grundwasserneubildung durch infiltrierendes Regenwasser stattfindet, eine kurze Verdünnungskonzentration gemessen werden. Eine höhere Fluktuation ist nicht relevant, da sich Gips schnell auflöst. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick zur Auflösung von frischem Gips in Bachwasser:

Zeit (Sek.)	Leitfähigkeit ($\mu\text{S/cm}$)
0:00	240
0:10	360
0:20	530
0:30	624
0:40	920
0:50	1.300
0:60	1.630
0:120	1.920

Gewonnene Erfahrungen – Schlussfolgerungen – Empfehlungen

Nicht verunreinigtes Wasser weist normalerweise Konzentrationen von weniger als 50 mg/l Sulfat auf. In Gipskarstregionen wird diese Konzentration jedoch oft überschritten. Die Sulfatkonzentration in diesen Gebieten kann normalerweise in einem Bereich zwischen 500 mg/l und 1.400 mg/l liegen. Diese Sulfatkonzentrationen stammen aus gelöstem natürlichem Gips. In diesen Gebieten wird kein saures Wasser gebildet und die ökologische Schädigung, die für sulfatsaures Wasser charakteristisch ist, tritt nicht auf. In den Gipskarstgebieten ist der pH-Wert des Wassers leicht basisch (pH 7,2). Das geologische Hintergrundsulfat zeigt keine toxischen Auswirkungen auf die Umgebung. Das Lösen von Sulfat aus Gipslagern ist ein hydrogeologischer Effekt, der durch keinerlei Maßnahmen gestoppt werden kann.

Es wird daher **empfohlen**, dass die Mitgliedstaaten in den Fällen, wo nachgewiesen werden kann, dass das Sulfat rein natürlichen Ursprungs ist und bewiesen ist, dass kein anthropogener Eintrag vorliegt, keine Schwellenwerte für Sulfat festlegen müssen. Wo Sulfate sowohl natürlichen als auch anthropogenen Ursprungs sind, bleibt die Ermittlung eines Schwellenwerts verpflichtend, so lange eine Gefährdung besteht, den guten Zustand nicht zu erreichen. In diesem Fall können Kationen-Untersuchungen (z. B. Cu^{2+}) zu einem besseren Verständnis führen.

Als Mindestanforderung müssen zusätzlich zum Sulfat Chlorid (um Meerwasser-Intrusion aufzuzeigen) und pH-Wert (um Sulfidoxidation von Pyrit aufzuzeigen) bestimmt werden.

Es könnte **weitere empfohlen** werden, dass in Ländern mit Gipslagern oder jeglichen gipshaltigen Gesteinsfolgen Schwellenwerte für Sulfat nur auf lokaler Ebene und in Kenntnis aller anthropogenen Aktivitäten festgelegt werden sollten.

Zukunftsperspektiven – Nächste Schritte – Zugänglichkeit der Ergebnisse

Die deutsche Studie ist elektronisch im Sekretariat von Eurogypsum erhältlich: info@eurogypsum.org

Die folgenden Studien sind auf Anfrage bei der oben angeführten E-Mail-Adresse erhältlich:

1. Karst investigation by Hydrochemical Method (North Lithuanian Karst region) – Julius Taminskas, Kazimieras Dilys, Institute of Geography.
2. The geochemical behaviour and environmental effect of gypsum and gypsum board waste disposal – J.M. Schmitt & P. Viennot C.I.G., Ecole des Mines de Paris – Eurogypsum Congress 1998.
3. Basic processes and mechanisms governing the evolution of karst – Wolfgang Dreybrodt & Franci Gabrovšek, 1999.

10.5 Fallstudie 5: Beurteilung des mengenmäßigen Zustands zweier Grundwasserkörper in den Niederlanden

Hintergrundinformation	
Titel/Name der Fallstudie: Beurteilung des mengenmäßigen Zustands zweier GWK in den Niederlanden. Groot Salland nature restoration projects	
Art der Fallstudie:	
Web-Link: Boetelerveld: http://www.landschapoverijssel.nl/terreinen/boetelerveld.htm Olde Maten and Veerslootlanden: http://provincie.overijssel.nl/beleid/natuur_en_platteland/landinrichting/item_89390/strategisch/projectinformatie	
Ziel der Fallstudie: Demonstration der mengenmäßigen Zustandsbeurteilung	
Beitrag zu ...	
Leitfaden-Schwerpunkt: Beurteilung des mengenmäßigen Zustands	
Besondere Beiträge: Berücksichtigung aller 4 vorgeschlagenen Tests zur Beurteilung des mengenmäßigen Zustands	
Charakterisierung	
<p>Die Wasserbewirtschaftungseinheit „Waterschap Groot Salland“ (82.000 ha) liegt im holländischen Teil des Rhein-Einzugsgebietes. Dieses Gebiet beherbergt zwei große grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme, die als Natura 2000-Gebiete ausgewiesen wurden – ‚Boetelerveld‘ (173 ha) und ‚Olde Maten & Veerslootlanden‘ (993 ha). Beide Gebiete sind verbliebene Teile ehemals viel größerer Naturgebiete. Der Grundwasserkörper unter dem Boetelerveld (GWK B in der nachfolgenden Abbildung) ist sandig und besteht aus Sandschichten aus dem Pleistozän mit einer Mächtigkeit von etwa 100 Metern. Da es dort undurchlässige Schichten von Geschiebemergel gibt, wurde das Gebiet nur schlecht vom Regenwasser entwässert und feuchtes Heideland bildete das natürliche Ökosystem. Der Grundwasserkörper unter Olde Maten & Veerslootlanden (GWK A in der nachfolgenden Abbildung) hat Ton/Torf-Charakter bestehend aus umfangreichen Tonen aus dem Holozän und Torfschichten sowie darunter liegenden sandigen Schichten. Auch hier war der Abfluss schlecht; das natürliche Ökosystem war ein Sumpfgebiet.</p> <p>Seit den 1950er-Jahren entstand mittels eines Drainage-Netzes von Gräben und Kanälen aus diesen armen ländlichen Gebieten intensiv kultiviertes Land. Durch die Regulierung der Wasserspiegel in den Gräben schuf die Wasserbewirtschaftung optimale Grundwasserspiegel für die Landwirtschaft. Infolge dieses Kultivierungsprozesses sind die ursprünglichen grundwasserabhängigen Ökosysteme weitgehend verschwunden.</p>	
	<p>Legend</p> <ul style="list-style-type: none"> Boundary Waterboard Groot Salland Groundwater dependent terrestrial ecosystem Groundwaterbodies Rijn-Oost Groundwaterbody A (clay/peat on sand) Groundwaterbody B (sand)

Einige wenige Stellen blieben dennoch erhalten, wenngleich stark beeinflusst durch die abgesenkten Grundwasserspiegel sowie das nährstoffreiche Rheinwasser, das während der Trockenperiode in die Gräben geleitet wird.

Die Wasserbewirtschaftungs- und Naturerhaltungspolitik in den Niederlanden hat es sich zum Ziel gesetzt, die verbleibenden Gebiete, in denen typisch holländische natürliche Habitatformen noch bestehen, zu erhalten und wiederherzustellen. Daher wurden verschiedene Maßnahmen ergriffen, um den Grundwasserstand sowie die Grundwasserqualität in diesen Gebieten zu verbessern.

Gewonnene Erfahrungen – Schlussfolgerungen – Empfehlungen

In dieser Fallstudie wird der mengenmäßige Zustand der beiden GWK wie oben beschrieben beurteilt. Die Beurteilung umfasst 4 Tests: Wasserbilanz, Salzintrusion, aquatische Ökosysteme und terrestrische Ökosysteme.

a. Wasserbilanztest:

Aufgrund eines Überschusses an Netto-Niederschlag beeinträchtigt der Wasserbilanztest den guten Zustand des GWK nicht (siehe Kapitel 5.3.1 des Leitfadens).

b. Salzintrusion:

In diesem Gebiet wird die Gefahr des Aufsteigens von Salzwasser, die meist bei sehr tiefen Grundwasserentnahmen auftritt, mittels eines permanenten Frühwarn-Monitoring-Systems unter Kontrolle gehalten. Dadurch werden Salzintrusionen verhindert. Der Test zu diesem Thema beeinträchtigt daher nicht den guten Zustand (siehe Kapitel 5.3.4 des Leitfadens).

c. Oberflächenwasser (aquatisches Ökosystem):

Die Wasserläufe im Groot Salland-Gebiet sind nahezu alle künstlich und haben den Zweck, die Entwässerung zu verbessern und Überflutungen zu verhindern. Ihre gegenwärtige Form erhielten sie insbesondere in den 1960er- und 1970er-Jahren. Alle diese Oberflächenwasserkörper wurden daher als „erheblich verändert“ eingestuft. Die ökologischen Ziele für diese Gewässer (höchstes ökologisches Potenzial/gutes ökologisches Potenzial) werden teilweise von der Qualität des Rheinwassers bestimmt, das in der Trockensaison eingeleitet wird. Das Erreichen des guten ökologischen Potenzials hängt nicht signifikant von der Menge des Grundwassers ab, das in diese Oberflächengewässer einsickert. Daher beeinträchtigt der Test bezüglich der Menge an Grundwasser, welches das Oberflächengewässer speist, den guten Zustand des Grundwasserkörpers nicht (siehe Kapitel 5.3.2 des Leitfadens).

d. Grundwasserabhängige terrestrische Ökosysteme:

Die ersten Maßnahmen zur Anhebung des Grundwasserspiegels im Boetelerveld wurden in den 1970er-Jahren ergriffen. Die Gräben wurden angefüllt, wodurch die Niederschlagswässer in diesem Gebiet verstärkt gehalten wurden. Im Jahr 2000 wurde ein Kanal mit hohem Wasserspiegel rund um das Gebiet gebaut, mit dem Ziel, hier den Niederschlag verstärkt zu halten sowie den Grundwasserspiegel zu erhöhen. Eine Beurteilung der Trinkwasserentnahme an anderen Stellen im GWK führte zu dem Schluss, dass die Auswirkungen dieser Entnahmen für den Grundwasserstand in den beiden Natura 2000-Gebieten von geringerer Bedeutung waren. Auch im Olde Maten und Veerslootlanden wurden Maßnahmen zur Hebung des Grundwasserspiegels gesetzt. Seit 2000, als die WRRL in Kraft trat, kam es zu keiner weiteren Verschlechterung der hydrologischen Bedingungen in den beiden Gebieten. Diese Bedingungen sind günstig genug, um die beiden Gebiete in ihrem gegenwärtigen Zustand zu bewahren. Daher werden beide Grundwasserkörper als in gutem Zustand befindlich beurteilt (siehe Kapitel 5.3.3 des Leitfadens).

Wäre jedoch seit 2000 eine weitere Verschlechterung der hydrologischen Bedingungen aufgetreten, würden die beiden Grundwasserkörper 2009 nach dem Prinzip ‚wenn einer nicht entspricht, so entsprechen alle nicht‘ als in schlechtem Zustand befindlich beurteilt werden, selbst wenn die GWATÖ nur klein sind im Verhältnis zum gesamten GWK (siehe Abbildung).

Zukunftsperspektiven – Nächste Schritte – Zugänglichkeit der Ergebnisse

Wie bereits erwähnt, ist es das Ziel der Wasserbewirtschaftung und Naturerhaltung in den Niederlanden, die erwünschten Habitat-Typen in den Natura 2000-Gebieten wiederherzustellen und zu erweitern. Dies erfordert eine weitere Verbesserung der hydrologischen Bedingungen in Bezug auf die Situation im Jahr 2000. Ziel ist es, die erforderlichen hydrologischen Bedingungen bis 2015 her-

zustellen. Die Maßnahmen umfassen die Verbesserung der Oberflächenwasserqualität des einströmenden Wassers, die Hebung des Oberflächenwasserspiegels, die Verflachung der Gräben rund um das Gebiet sowie weitere Maßnahmen innerhalb der Natura 2000-Gebiete selbst. Das Ausmaß, in dem Verbesserungen erzielbar sind, ist jedoch noch Gegenstand weiterer Forschungen und Diskussionen. Die Kosten-Nutzen-Analyse ist noch nicht abgeschlossen und ein Mangel an sozialer Akzeptanz (insbesondere was Verluste landwirtschaftlicher Produktion betrifft) kann die Durchführung gewisser Maßnahmen erschweren. Außerdem könnten solche Maßnahmen in ihrer Wirksamkeit hinter den Erwartungen zurückbleiben. Und letztlich sind gewisse Veränderungen der hydrologischen Bedingungen seit den 1950er-Jahren irreversibel. So z. B. verstärkte der Bau des Flevopolders westlich des Gebiets die westwärts gerichteten Grundwasserströmungen beträchtlich, auf Kosten der lokalen Versickerung. Es wird ein Übereinkommen bezüglich der Ziele und erforderlichen Maßnahmen im Laufe des Jahres 2009 erwartet. Die im Bewirtschaftungsplan für Einzugsgebiete (RBMP) 2009 gesetzten Ziele werden der Situation des Jahres 2000 entsprechen. Die angestrebten, vorläufig weiter reichenden Ziele für 2015 sowie die damit verbundenen Maßnahmen sind jedoch im RBPM 2009 bereits genannt, um die politischen Ambitionen deutlich zu machen.

10.6 Fallstudie 5: CIS-Arbeitsgruppe 2.8 – Vorschlag zur Ermittlung von Trends und Trendumkehr

Hintergrundinformation
Titel/Name der Fallstudie: CIS-Arbeitsgruppe (CIS-AG) 2.8 – Vorschlag für Methoden zur Ermittlung von Trends und Trendumkehr auf Grundwasserkörperebene
Art der Fallstudie: Ergebnis der CIS-AG 2.8 “Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results” (Statistische Aspekte der Identifikation von Grundwasserverschmutzungstrends und Aggregation von Monitoring-Ergebnissen)
Web-Link: www.wfdgw.net
Ziel der Fallstudie: Das Ziel der CIS-AG 2.8 war – unter anderem – die Festlegung einer adäquaten und pragmatischen statistischen Methode für die Ermittlung von Trends und Trendumkehr auf der Ebene des GWK, einschließlich der Bestimmung der Mindestanforderungen für diese Beurteilung. Die Methoden mussten für eine EU-weite Anwendung geeignet sein, ihre Umsetzung musste auf den Bestimmungen der WRRL beruhen und diffuse Verschmutzungsquellen sowie Punktquellen berücksichtigen.
Beitrag zu ...
Leitfaden-Schwerpunkt: Ermittlung von Trends und Trendumkehr
Besondere Beiträge Verfahren zur Trend- und Trendumkehrermittlung auf der Ebene des GWK. Umgang mit Werten unter der Bestimmungsgrenze. Statistische Mindestanforderungen.
Charakterisierung Die CIS-AG 2.8 bildete in den Jahren 2000–01 ein Konsortium aus Vertretern von 16 EU-Ländern (11 Partner, 5 Beobachter) und entwickelte eine Methodik zur Datenaggregation und zur Trend- und Trendumkehrermittlung. Die an die Methodik gestellten Anforderungen waren folgende: statistische Exaktheit, Pragmatik, eine Methode für alle GWK, Anwendbarkeit auf alle Arten von Parametern. Test-Datensätze von 21 GWK und für 69 Parameter wurden von den Partnern bereitgestellt, ebenso wie eine Übersicht aller bereits angewandten Methoden. Das Ergebnis des Projekts umfasst eine Methode zur Beurteilung des Überwachungsnetzes, Methoden für die Datenaggregation, die Trend- und Trendumkehrermittlung sowie für den Umgang mit Werten unter der Bestimmungsgrenze, statistische Mindestanforderungen, umfassende Dokumentation und ein Software-Tool für Test- und Demonstrationszwecke. All dies steht auf der Projektwebsite zum Herunterladen bereit.
Gewonnene Erfahrungen – Schlussfolgerungen – Empfehlungen Das gesamte Verfahren zur Trend- und Trendumkehrermittlung umfasst die folgenden Schritte: 1. Behandlung von Werten unter der Bestimmungsgrenze (BG). 2. Zeitliche Regularisierung der Grundwasserqualitätsdaten auf der Ebene der Überwachungsstelle. 3. Datenaggregation auf der Ebene des GWK. 4. Trend- (Trendumkehr-)Test.
Trendermittlung <i>Vorgeschlagener Trend-Test:</i> Der generalisierte lineare Regressionstest (ANOVA Test), basierend auf dem LOESS-Smoother, wird für die Abschätzung statistisch signifikanter (monotoner) Trends auf der Ebene des GWK vorgeschlagen. In puncto Erweiterbarkeit und Power übertreffen die linearen Methoden (basierend auf linearen Modellen) die nicht-parametrischen Methoden, basierend auf dem Test von Mann-Kendall, weshalb die Entscheidung zugunsten der linearen Methoden fiel. Die vorgeschlagene Methodik berücksichtigt die folgenden spezifischen Erfordernisse: Anwendbarkeit auf alle Arten von Parametern, Erweiterbarkeit hin zu potentiellen Einflussfaktoren und ausreichende Power (Leistungsfähigkeit) für die Entdeckung eines Trends. Robustheit wurde der Power und Erweiterbarkeit untergeordnet (Datenvalidierung liegt in der Verantwortlichkeit der Mitgliedstaaten). <i>Power des Tests:</i> Eine im Zuge der Datenauswertung gewonnene Erkenntnis war, dass ein signifikanter Trend (für die meisten Stoffe) mit einer Power von 90 % festgestellt werden sollte, sobald der Anstieg der Schadstoffkonzentration mindestens 30 % oder mehr beträgt – in Abhängig-

keit von der Art des Schadstoffs. Im Lichte des grundsätzlichen Ausgangspunkts für die Trendumkehr von 75 % der Qualitätsnorm oder des Schwellenwerts würde ein weiterer Anstieg der Schadstoffkonzentration von 33 % bedeuten, dass der gute Zustand nicht erreicht würde.

Die Bedeutung der Daten aus der operativen Überwachung für die Trendermittlung wurde unterstrichen, da eine unzureichende Datenlage keine rechtzeitige Entdeckung von Trends ermöglicht.

Mindestlänge von Zeitreihen: In Bezug auf die Mindestlänge von Zeitreihen zur Trendermittlung wurden die Power der Trendmethode, der Zeitplan für die Umsetzung der WRRL sowie die festgelegte Mindestüberwachungsfrequenz (einmal pro Jahr) berücksichtigt. Da das Monitoring 2007 begann und 2015 eine Überarbeitung und Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für Einzugsgebiete verlangt ist, wird davon ausgegangen, dass im Jahr 2015 Daten der Jahre 2007 bis 2014 zur Verfügung stehen werden, d. h. eine Zeitreihe von 8 Jahren mit mindestens 8 Werten.

Da eine statistische Trendermittlung mit weniger als 8 Jahresmittelwerten kritisch sein kann, wird empfohlen, eine Trendanalyse mit zumindest 8 Messungen durchzuführen. Im Falle halbjährlicher Messungen sollte die Gesamtprobenanzahl 10 nicht unterschreiten; im Falle vierteljährlicher Messungen sollten es nicht weniger als 15 sein. In jedem Fall sollte die Zeitreihe zumindest 5 Jahre umfassen, da kurzfristige Veränderungen die Entdeckung langfristiger Trends verzerren können.

Maximale Länge der Zeitreihen: Werden langfristige Zeitreihen beurteilt, besteht die Gefahr, Trendergebnisse zu erhalten, die deutlich unter dem Einfluss von Veränderungen in den früheren Jahren der Zeitreihe stehen. Daher wird vorgeschlagen, die Zeitreihe auf die 15 aktuellsten Jahre zu beschränken.

Eine Alternative wäre der Einsatz einer Anpassungsmethode, um herauszufinden, ob ein signifikanter Bruch des (linearen) Trends vorliegt (z. B. mittels einer Trendumkehrmethode (Zwei-Abschnitts-Methode)). Wird ein signifikanter Bruch festgestellt, so könnte der aktuelle Abschnitt einer Trendermittlung unterzogen werden. **Anmerkung:** Konzeptionelles Modell und GW-Verweilzeit sollten berücksichtigt werden.

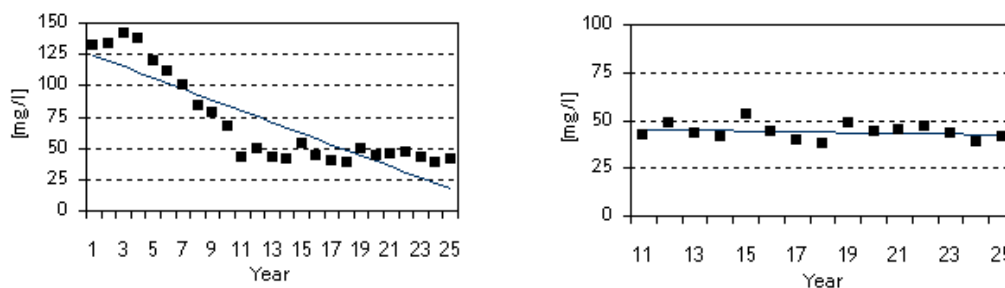


Abbildung 19: Einfluss der Länge von Zeitreihen auf die Bestimmung eines Trends.

Saisonalität: Um Verzerrungen durch saisonale Effekte zu vermeiden, sollten Proben innerhalb eines gewissen Zeitraums eines Jahres genommen werden. Insbesondere für jährliche Messungen sollte garantiert sein, dass die Messungen in ein und demselben Quartal oder innerhalb eines gewissen Zeitraums des Jahres vorgenommen werden. Saisonale Effekte könnten auch durch unterschiedliche Monitoring-Frequenzen von Messstelle zu Messstelle ausgelöst werden. Saisonalität verursacht eine hohe Zufallsvariation, die die Power der Trendanalyse verringert. Die vorgeschlagene Methode ermöglicht es auch, auf Saisonalität zu prüfen.

Datenlücken: In den Zeitreihen können gewisse Beobachtungen fehlen, doch das Fehlen von zwei oder mehr, aufeinander folgender Werte sollte vermieden werden, da dies aufgrund von Extrapolierung eine Verzerrung zur Folge hätte.

Ermittlung von Trendumkehr

Vorgeschlagener Trendumkehrtest: Für die Feststellung einer Trendumkehr wird das Zwei-Abschnitts-Modell (two-sections model) vorgeschlagen, da es einfach zu interpretieren sowie flexibel ist und eine hohe Empfindlichkeit für die Feststellung einer Trendumkehr aufweist. Das Zwei-Abschnitts-Modell ist eine lineare Methode – basierend auf einem erweiterten linearen Regressionsmodell – welches einen linearen Trend mit einem Bruch im Intervall an die Zeitreihe anpasst. Bei halbjährlichen oder vierteljährlichen Daten kann die Saisonalität in der Methode berücksichtigt werden.

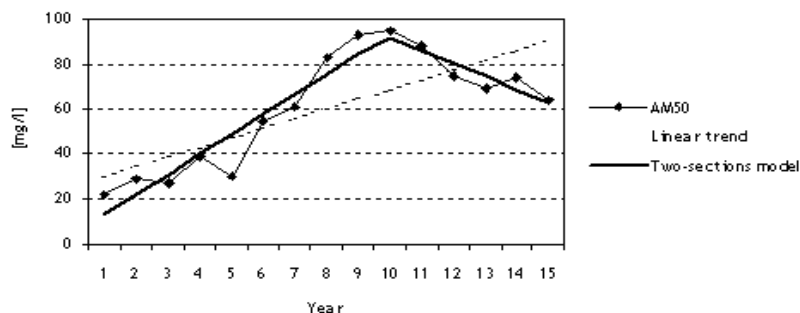


Abbildung 20: Zwei-Abschnitts-Modell zur Ermittlung einer Trendumkehr.

Mindestlänge der Zeitreihen: Im Lichte der zweiten Überarbeitung und Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für Einzugsgebiete im Jahr 2021 (mit Daten von 2007 bis 2020) werden zumindest 14 Messungen (mit jährlicher Regularisierung) empfohlen, um einen gewissen Grad an Power beim Nachweis einer Trendumkehr sicherzustellen. Bei Daten auf halbjährlicher oder vierteljährlicher Basis werden 10 Jahre als Minimum betrachtet. Für halbjährliche Messungen wären mindestens 18 Werte, für vierteljährliche Messungen mindestens 30 Werte erforderlich.

Maximale Länge der Zeitreihen: Diese sollte auf höchstens 30 Jahre begrenzt sein.

Datenvorbereitung

Umgang mit Werten unter der Bestimmungsgrenze (BG): Da sich Bestimmungsgrenzen mit der Zeit ändern können, besteht der Bedarf an einer konsistenten Behandlung derartiger Messungen. Für Messungen unterhalb der BG wird ein ‚Minimax-Zugang‘ (Minimierung des maximalen Risikos) angewandt. Um Verzerrungen vorzubeugen (induzierte Trendphänomene) sollte die Trendanalyse mit einer konstanten BG_{max} vorgenommen werden. Alle Messungen (über oder unter BG), bei denen die BG die BG_{max} übersteigt, sollten ausgeschieden werden; Bestimmungsgrenzen, die BG_{max} nicht übersteigen, sollten durch BG_{max} ersetzt werden (Definition von BG_{max} und Beispiele siehe Website).

Ersetzen von Werten unter BG: Es wird empfohlen, Trends basierend auf AM50 zu berechnen – AM bedeutet Arithmetisches Mittel und 50 bedeutet, dass < BG-Werte durch 50 % BG ersetzt werden – solange das Verhältnis $AM0/AM100$ größer oder gleich 0,6 ist. Unter diesen Umständen ist die maximale Verzerrung nicht größer als 25 %. Sind eine Qualitätsnorm oder ein Schwellenwert verfügbar, sollte die Bestimmungsgrenze 60 % der Qualitätsnorm oder des Schwellenwerts nicht überschreiten. Wenn $AM0/AM100$ kleiner als 0,6 ist, sollte grundsätzlich jegliche Trendermittlung auf Ebene der Messstelle basieren, soweit ausreichendes Datenmaterial vorhanden ist.

Regularisierung: Für jede Überwachungsstelle und für jeden Aggregationszeitraum wird das arithmetische Mittel der Konzentrationsdaten berechnet, unter Berücksichtigung der Behandlung von Werten unter der BG. Mögliche Aggregations(Regularisierungs-)zeiträume sind vierteljährlich, halbjährlich oder jährlich und sollten für jede Messstelle innerhalb eines GWK, der einer Trendermittlung unterzogen wird, gleich sein, um Verzerrungen zu vermeiden.

Räumliche Aggregation: Es wird vorgeschlagen, dass die Trendermittlungsmethode auf dem arithmetischen Mittelwert auf der Ebene des GWK basiert (d. h. das arithmetische Mittel der arithmetischen Messstellenmittelwerte).

Zukunftsperspektiven – Nächste Schritte – Zugänglichkeit der Ergebnisse

Das Projekt wurde im Dezember 2001 fertiggestellt. Berichte, Daten und das Software Tool sind auf der Projekt-Website www.wfdgw.net abrufbar.

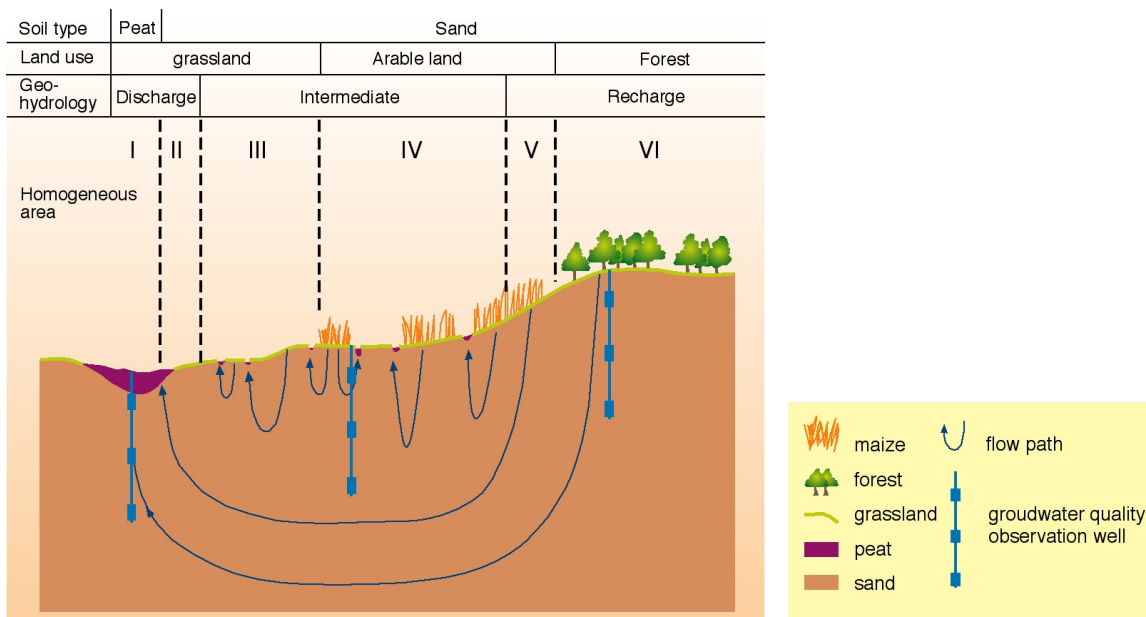
Der Endbericht wurde unter folgendem Titel publiziert:

Technical Report No. 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – WG 2.8 Statistics (2001).

10.7 Fallstudie 7: Trends im Verhältnis zu Belastungen und Verwundbarkeit

Hintergrundinformation
Titel/Name der Fallstudie: Trends in Verbindung mit Belastungen, Aufbau des Monitorings und Eigenschaften von Grundwassersystemen
Art der Fallstudie: Ergebnisse des FP6 Aquaterra Arbeitspakets TREND2 ‚Trends in Grundwassersystemen‘
Web-Link: http://www.attempto-projects.de/aquaterra/21.0.html
Ziel der Fallstudie: Mit dieser Fallstudie soll gezeigt werden, dass die Trendermittlung vorzugsweise mit den Belastungen des Grundwassersystems, dem Monitoringaufbau und den hydrologischen und chemischen Eigenschaften des Systems gekoppelt sein sollte. Die Studie zeigt außerdem, wie eine Grundwasser-Altersdatierung die Trendermittlung verbessern kann.
Beitrag zu...
Leitfaden-Schwerpunkt: Trends, Monitoring, Transportzeiten, Altersdatierung
Besondere Beiträge: Landnutzung, Belastungen, Reaktionszeiten, Altersdatierung
Charakterisierung Das Aquaterra Arbeitspaket TREND2 war der Entwicklung operativer Methoden zur Ermittlung, Quantifizierung und Extrapolierung von Trends in Grundwassersystemen gewidmet. Trendanalysetechniken wurden anhand breit gestreuter Fallbeispiele in Europa getestet, einschließlich Lockeresedimente in den Niederungen der Niederlande und Deutschlands, Kreide-Aquifere in Belgien und einem Kluftaquifer mit einer mächtigen, ungesättigten Zone in Frankreich. Ein Trend wurde definiert als ‚eine Veränderung der Grundwasserqualität über einen spezifischen Zeitabschnitt über ein definiertes Gebiet hinweg, die mit Landnutzung oder Wasserqualitätsmanagement in Zusammenhang steht‘. Trendanalysen im Rahmen der Grundwasserrichtlinie haben den Zweck, diese anthropogenen Veränderungen von natürlichen Variationen mit einem entsprechenden Grad an Zuverlässigkeit und Genauigkeit zu unterscheiden. (GWRL Anhang V Art. 2(a)(i)). Offensichtlich könnten zeitliche Variationen aufgrund von klimatischen und meteorologischen Faktoren die Trendfeststellung erschweren; doch auch räumliche Variabilität ist ein erschwerender Faktor, insbesondere wenn eine Aggregation von Trends auf der Grundwasserkörper-Ebene verlangt wird. Relevante räumliche Variationen umfassen 1. Fließwege und Transportzeiten, 2. Belastungen und Schadstoffeinträge sowie 3. chemische Reaktivität von Grundwasserkörpern. Diese Variationen verursachen sehr unterschiedliches Trendverhalten über den gesamten Grundwasserkörper hinweg, da Brunnen ohne Weiteres auf einem Strömungsband liegen können, das sowohl in ein Gebiet mit hohen Schadstoffeinträgen zurückreicht, als auch in eines mit niedrigen Einträgen. Trendanalysetechniken zielen darauf ab, jene Variabilität zu reduzieren, die nicht mit anthropogenen Veränderungen selbst in Verbindung steht. Daher wird die Trendermittlung effizienter, wenn die oben genannte räumliche und zeitliche Variabilität reduziert wird, indem die zeitbezogenen physikalischen und chemischen Eigenschaften des GWKs berücksichtigt werden, einschließlich Fließbedingungen, Anreicherungsraten und Sickerzeiten (GWRL Anhang V Art 2(a)(iii)). Etliche statistische Techniken, Modellierungsmethoden und Kombinationen dieser beiden stehen für die Trendanalyse zur Verfügung und einige Erfolg versprechende Techniken wurden im TREND2 Arbeitspaket getestet, darunter Altersdatierung und TF(Transfer-Funktion)-Ansätze (Visser et al. 2008).
Gewonnene Erfahrungen – Schlussfolgerungen – Empfehlungen Der vergleichende Zugang von TREND2 machte deutlich, dass es nicht <i>eine</i> einzige Lösung für alle hydrogeologischen Rahmenbedingungen und Monitoringverhältnisse gibt. Die Reduktion der Variabilität durch die Berücksichtigung von Belastungsinformationen, Hydrologie und Hydrochemie hat allerdings sehr wohl geholfen, die Entdeckung relevanter Trends in jedem der untersuchten hydrogeologischen Szenarien zu verbessern. Spezifische Schlussfolgerungen sind wie folgt: <ul style="list-style-type: none"> - Das Gruppieren von Messstellen ist empfehlenswert, um die Effizienz der Trendermittlung zu verbessern. - Die Gruppierung sollte vorzugsweise anhand von Belastungen (häufig bezogen auf die Land-

nutzung), der hydrologischen Verwundbarkeit (Häufigkeitsverteilungen von Transportzeiten, Tiefe der ungesättigten Zone) sowie der chemischen Eigenschaften (Gesteinsart, Anteil an organischem Material) (siehe Abbildung 1) vorgenommen werden.

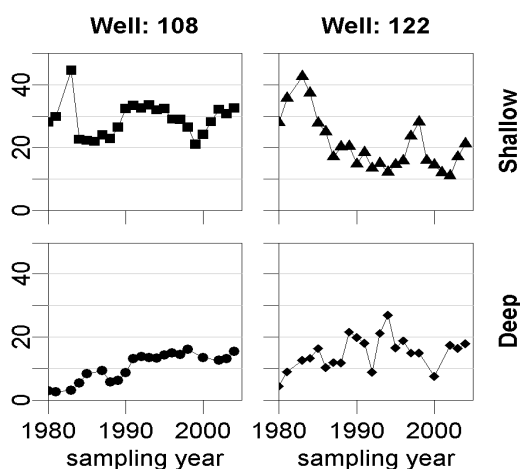
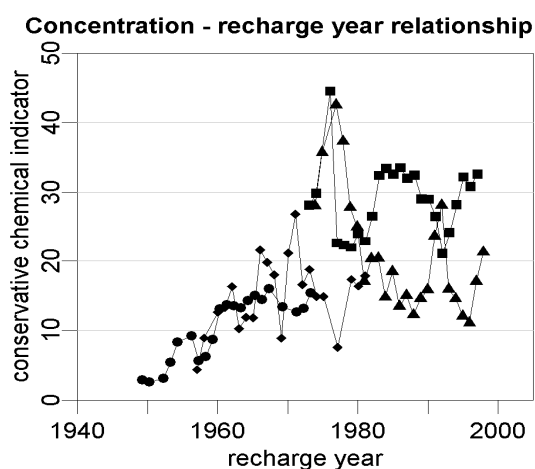
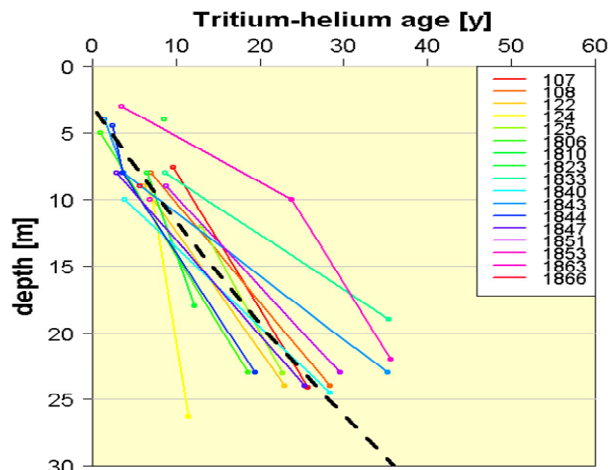


soil type...Bodentypus, peat...Torf, land use...Landnutzung, grassland...Grünland, arable land...Ackerland, forest...Wald, discharge...Abfluss, intermediate...Zwischenbereich, recharge...Anreicherung, homogeneous area...Homogener Bereich, geo-hydrology...Geohydrologie, maize...Mais, flow path...Fließweg, groundwater quality observation well...Grundwasserqualitätsmessstelle

Abbildung 1: Die Gruppierung von Brunnen anhand von Belastungen (Landnutzung), hydrologischer Verwundbarkeit (geo-hydrologische Situation) und chemischer Verwundbarkeit (Bodentyp). Die resultierenden Kombinationen wurden homogene Bereiche genannt und zur Ermittlung von Trends und zur Beurteilung des chemischen Zustands eingesetzt (Broers & van der Grift, 2004).

- Die Gruppierung von Brunnen für die Trendanalyse sollte auch die Tiefendimension berücksichtigen, da Grundwasser im Allgemeinen mit der Tiefe altert und sich Veränderungen in größeren Tiefen vollständig von Veränderungen in geringeren Tiefen unterscheiden können (siehe Abbildung 2).
- Es ist ganz wesentlich, zwischen Entnahmebrunnen und Quellen und Beobachtungsbrunnen, aus denen keine Entnahme durch Pumpen stattfindet, zu unterscheiden.
 - Pump-Brunnen und Quellen führen normalerweise Wasser, welches sich aus verschiedenen Schichten zusammenmischt, und die resultierende Wasserqualität ist ein Ergebnis der Mischung von Wasser mit einem breiten Spektrum an Transportzeiten. Dies wird zusätzlich noch dadurch kompliziert, als sich die Mischungsverhältnisse zwischen jungem und altem Wasser mit der Zeit verändern können.
 - Die in Beobachtungsbrunnen gemessene Wasserqualität bezieht sich üblicherweise auf ein bestimmtes Grundwasseralter und Zeitreihen können mit einer spezifischen Infiltrationsperiode in Verbindung gebracht werden, sobald das Alter einmal bestimmt wurde.
 - Wenn in einem Grundwasserkörper verschiedene Arten von Monitoring angewandt werden, funktioniert die Trendfeststellung am besten, wenn man nach diesen Arten getrennt gruppiert.
 - Die Mächtigkeit der ungesättigten Zone ist eine der bestimmenden Variablen bei der Auswahl der Trendanalysetechniken. Mächtige ungesättigte Zonen führen zu langen Reaktionszeiten, die eine rasche Feststellung von Trends in Zusammenhang mit anthropogenen Veränderungen erschweren.
 - Altersdatierungstechniken haben sich im Bereich von Lockersedimentablagerungen mit oberflächennahen Wasserspiegeln als besonders geeignet erwiesen (Abbildung 3), während sie sich für Aquifere mit dualen Durchlässigkeiten und mächtigen ungesättigten Zonen als eher mäßig geeignet herausstellten.

Abbildung 2: Zunahme des Grundwasseralters mit der Tiefe (depth), bestimmt durch eine analytische Gleichung (gestrichelte Linie) und Tritium-Helium-Altersdatierung in 14 mehrstöckigen Beobachtungsbrunnen (verschiedene Farbe für jeden Brunnen).



Concentration – recharge year relationship...Verhältnis Konzentration–Anreicherungsjahr, sampling year...Probenahmejahr, recharge year...Anreicherungsjahr, deep...tief, shallow...oberflächennah

Abbildung 3: Übersetzung von Zeitreihen, die in einzelnen mehrstöckigen Beobachtungsbrunnen in oberflächennahen Bereichen (10 m unter dem Oberflächenwasserspiegel) und tiefen Bereichen (25 m unter dem Oberflächenwasserspiegel) gemessen wurden, in eine aggregierte Zeitreihe, wobei das Anreicherungsjahr in der x-Achse dargestellt wird, ermittelt aufgrund einer Altersdatierung mit Tritium-Helium (Visser et al., 2007). Die aggregierte Zeitreihe zeigt einen anhaltenden steigenden Trend und mit dem Anreicherungsjahr steigende Konzentrationen.

Zukunftsperspektiven – Nächste Schritte – Zugänglichkeit der Ergebnisse

Daten und Forschungsberichte sind unter <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/21.0.html> abrufbar.

Literatur:

Battle Aguilar, J., Orban, P., Dassargues, A. & Brouyère, S., 2007. Identification of groundwater quality trends in a chalk aquifer threatened by intensive agriculture in Belgium. *Hydrogeology Journal*, 15(8): 1615.

Broers, H.P. (2002). Strategies for regional groundwater quality monitoring. Netherlands Geographical Studies no. 306, Ph.D. Thesis University of Utrecht, the Netherlands.

Broers, H.P. & van der Grift, B., 2004. Regional monitoring of temporal changes in groundwater quality. *Journal of Hydrology*, 296(1-4): 192–220.

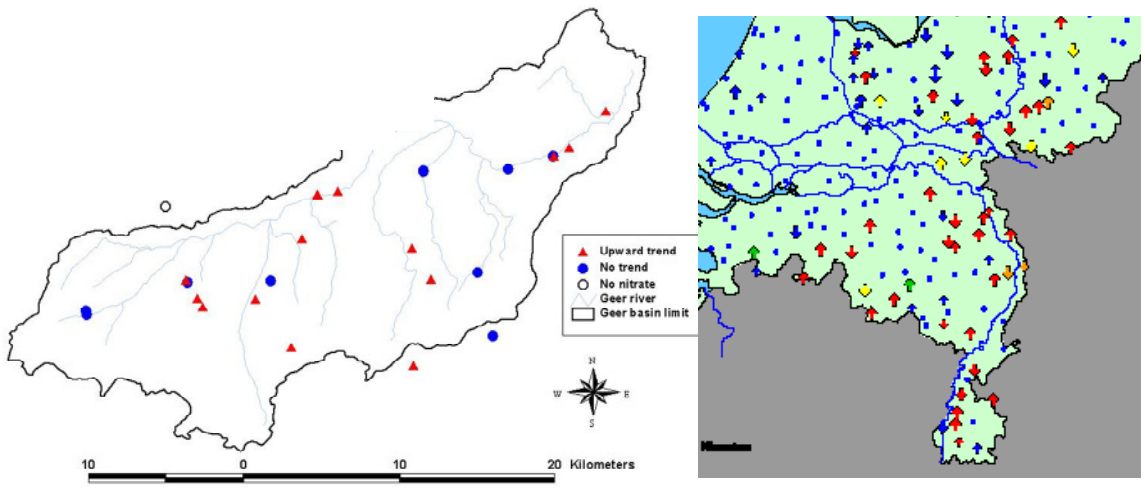
Loftis, J.C., 1996. Trends in groundwater quality. *Hydrological Processes*, 10: 335–355.

Pinault, J.L. & Dubus, I.G., 2008. Stationary and non-stationary autoregressive processes with external inputs for predicting trends in water quality. *Journal of Contaminant Hydrology*, In Press, Accepted Manuscript.

Visser, A., Broers, H.P., van der Grift, B. & Bierkens, M.F.P., 2007b. Demonstrating Trend Reversal of Groundwater Quality in Relation to Time of Recharge determined by 3H/3He. *Environmental Pollution*, 148 (3): 797-807.

Visser, A., Broers, H.P., Dubus I.G., Pinault J.L., Korcz M., Battle Aguilar, J., Orban, P., and Brouyère, S & M.F.P. Bierkens (2008) Discussion of methods for the detection and extrapolation of trends in groundwater quality. *Aquaterra deliverable T2.12*, submitted to *Journal of Hydrology*.

10.8 Fallstudie 8: Aggregation von Trends für Grundwasserkörper

Hintergrundinformation
Titel/Name der Fallstudie: Aggregation von Trends auf der Ebene des Grundwasserkörpers
Art der Fallstudie: Ergebnisse des Aquaterra-Arbeitspakets TREND2 ‚Trends in Grundwassersystemen‘
Web-Link: http://www.attempto-projects.de/aquaterra/21.0.html
Ziel der Fallstudie Mit dieser Fallstudie soll gezeigt werden, wie Trendergebnisse einzelner Messstellen auf die Ebene des Grundwasserkörpers aggregiert werden können. Dies umfasst die Beurteilung des Konfidenzniveaus auf Grundwasserkörperebene und die erforderliche Anzahl an Messstellen. Weiters wird gezeigt, wie eine Trendumkehr auf Grundwasserkörperebene festgestellt werden kann.
Beitrag zu ...
Leitfaden-Schwerpunkt: Trends, Trendumkehr, Aggregation, Konfidenzniveau
Besondere Beiträge: Aggregationsverfahren, Belastungs-Reaktionszeiten, Altersdatierung
Charakterisierung Das Aquaterra Arbeitspaket TREND2 war der Entwicklung operativer Methoden zur Ermittlung, Quantifizierung und Extrapolierung von Trends in Grundwassersystemen gewidmet. Trendanalysetechniken wurden anhand breit gestreuter Fallbeispiele in Europa getestet, einschließlich Lockerseimente in den Niederungen der Niederlande und Deutschlands, Kreide-Aquifere in Belgien und einem Kluftaquifer mit einer mächtigen, ungesättigten Zone in Frankreich. Ein Trend wurde definiert als ‚eine Veränderung der Grundwasserqualität über einen spezifischen Zeitabschnitt über ein definiertes Gebiet hinweg, die mit Landnutzung oder Wasserqualitätsmanagement in Zusammenhang steht‘. Trendanalysen im Rahmen der Grundwasserrichtlinie haben den Zweck, diese anthropogenen Veränderungen von natürlichen Variationen mit einem entsprechenden Grad an Zuverlässigkeit und Genauigkeit zu unterscheiden. (GWRL Anhang V Art. 2(a)(i)). Offensichtlich könnten zeitliche Variationen aufgrund von klimatischen und meteorologischen Faktoren die Trendfeststellung erschweren; doch auch räumliche Variabilität ist ein erschwerender Faktor, insbesondere wenn eine Aggregation von Trends auf der Grundwasserkörper-Ebene verlangt wird. Relevante räumliche Variationen umfassen 1. Fließwege und Transportzeiten, 2. Belastungen und Schadstoffeinträge sowie 3. chemische Reaktivität von Grundwasserkörpern. Diese Variationen verursachen sehr unterschiedliches Trendverhalten über den gesamten Grundwasserkörper hinweg, da Brunnen ohne Weiteres auf einem Strömungsband liegen können, das sowohl in ein Gebiet mit hohen Schadstoffeinträgen zurückreicht, als auch in eines mit niedrigen Einträgen.
 <p>Legende: upward trend...steigender Trend, no trend...kein Trend, no nitrate...kein Nitrat</p> <p>Abbildung 1: Räumliche Variabilität von Trends im Geer-Becken, Belgien (links) und in den südöstlichen Niederlanden (rechts).</p>

Obwohl das Gruppieren von Messstellen anhand von Belastungen und Überwachungstiefen bei der Trendermittlung hilft (siehe Fallstudie 7), kann häufig eine starke räumliche Variabilität in den Trendrichtungen und Trendanstiegen über den gesamten Grundwasserkörper hinweg beobachtet werden (siehe Abbildung 1). Die Umsetzung der GWRL erfordert ein Verfahren, um von den einzelnen Trendermittlungen (für einzelne Überwachungsstellen) auf einen signifikanten und anhaltenden Trend für einen Grundwasserkörper schließen zu können. Zwei mögliche Ansätze, individuelle Trends je Messstelle auf Grundwasserkörperebene zu aggregieren, sind nachfolgend anhand von Daten des holländischen Überwachungsnetzes in Noord-Brabant dargestellt. Das Überwachungsnetz umfasst standardisierte Überwachungsbrunnen mit fixen Screens in spezifischen Tiefen. Die Brunnen verfügen über speziell angefertigte, eingebettete Piezometer mit einem Durchmesser von 2" und einer Screenlänge von 2 Metern in einer Tiefe von ca. 8 und 25 Metern unter der Oberfläche (Broers, 2002). Der Untergrund von Noord-Brabant besteht aus fluviatilen Lockergesteinsablagerungen aus Sand und Schotter der Maas (Meuse), überlagert von einer 2 bis 5 Meter mächtigen Überdeckung aus fluvio-periglazialen und äolischen Ablagerungen aus dem Mittleren und Oberen Pleistozän, bestehend aus feinen Sanden und Lehm. Noord-Brabant ist ein relativ flaches Gebiet mit Höhen zwischen 0 m über dem mittleren Meeresspiegel im Norden und Westen und 30 m über dem mittleren Meeresspiegel im Südosten. Die Grundwasserspiegel stehen im Allgemeinen sehr hoch, für gewöhnlich innerhalb von 1 bis 5 Metern unter der Landoberfläche.

Gewonnene Erfahrungen – Schlussfolgerungen – Empfehlungen

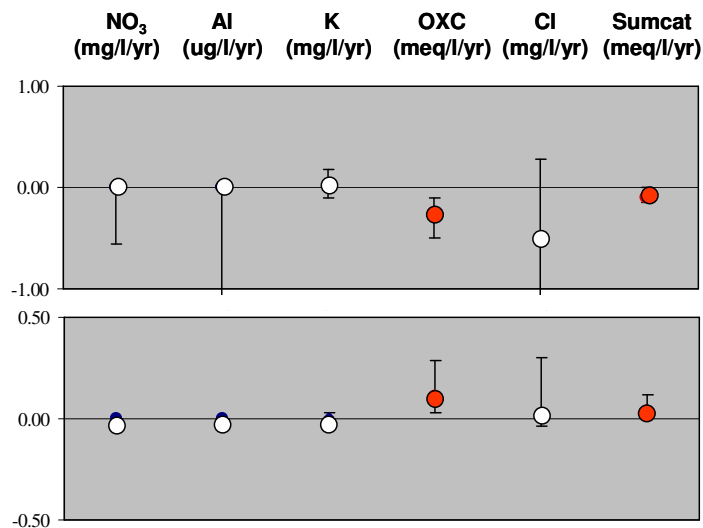
Als ersten Schritt bei der Aggregation von Trends wird empfohlen, Überwachungsbrunnen auf der Basis von Belastungen/Verwundbarkeit und hydrologischen Eigenschaften wie wahrscheinliche Transportzeitverteilung im Grundwasserkörper (siehe Fallstudie 10.7) zu gruppieren. Danach sind zwei Aggregationswege möglich:

1. Ein statistisches Verfahren, beispielsweise indem der mediane Trendanstieg und das entsprechende Konfidenzintervall bestimmt werden.
2. Ein deterministisches Verfahren, beispielsweise unter Verwendung der Altersdatierung zur Aggregation von Zeitreihen entlang einer standardisierten x-Achse, welche der Anreicherungszeit entspricht.

Beide Ansätze werden im Folgenden anhand von Aquaterra-Ergebnissen dargestellt.

Beispiel 1: Aggregation auf Basis medianer Trendanstiege

Zu Beginn werden alle Trendanstiege einzelner Überwachungsstellen mit Hilfe linearer Regression oder einer robusten Kendall-Theil Linie (Helsel & Hirsch, 1992) bestimmt. Aggregierte Trends werden anschließend ermittelt, indem überprüft wird, ob der Median aller Trendneigungen (Steigungen) signifikant von Null abweicht (Broers & van der Grift, 2004). Ein signifikant steigender aggregierter Trend für eine Gruppe von Brunnen ist dann gegeben, wenn das 95 % Konfidenzniveau vollständig über der Nulllinie (Anstieg: 0) liegt (siehe Abbildung 2). Ein Abwärtstrend ist dann gegeben, wenn das gesamte Konfidenzintervall unter der Nulllinie (Anstieg: 0) liegt. In diesem Fall wurden Konfidenzintervalle um die mediane Steigung nach Helsel & Hirsch (1992, S.70) nicht-parametrisch mit Hilfe einer Tabelle der binomialen Verteilung bestimmt. Zu erwähnen ist, dass Trends in verschiedenen Tiefen des Aquifers aufgrund der Unterschiede im Alter des Grundwassers und der entsprechenden Schadstoffeinträge während der Infiltrationsperiode umgekehrte Richtungen annehmen können.



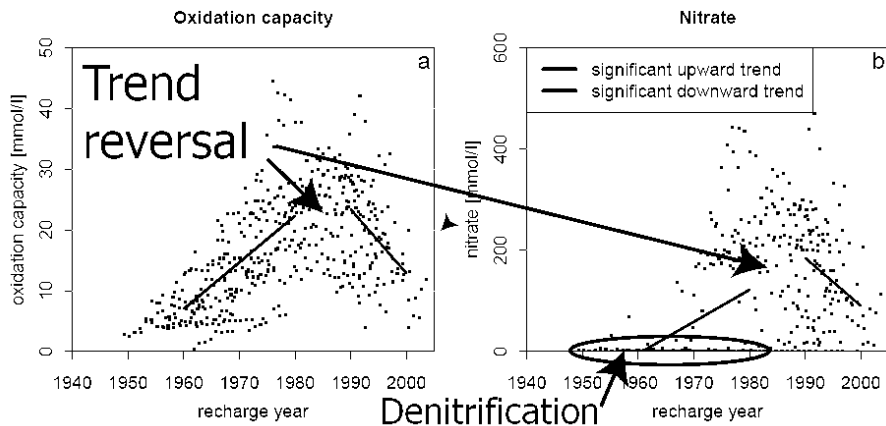
OXC = Oxidationskapazität, Sumcat = Summe der Kationen

Abbildung 2: Aggregierte mediane Trendsteigungen für landwirtschaftliche Anreicherungsgebiete in der Provinz Noord-Brabant für 6 chemische Indikatoren für oberflächennahe Screens (oberes Diagramm) und tieferliegende Screens (unteres Diagramm) (Quelle: Visser et al. 2005). Signifikante steigende Trends (gefüllte Symbole) wurden für OXC in oberflächennahen Lagen und Sumcat in tieferen Lagen festgestellt; Abwärtstrends für Sumcat in oberflächennahen Lagen, OXC in tieferen Lagen.

Eine der Schlussfolgerungen aus der statistischen Aggregation von Trends ist, dass aufgrund der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität, die den Grundwasserqualitätsdaten häufig innewohnt, eine relativ hohe Anzahl an Beobachtungsbrunnen (20 bis 40) erforderlich ist, um Trends statistisch nachweisen zu können.

Beispiel 2: Aggregation über die Anreicherungszeit auf Basis der Altersdatierung

Eine neue, vielversprechende Aggregationstechnik verwendet die Altersdatierung, um die Anreicherungszeit des Grundwassers zu bestimmen und die gemessenen Konzentrationsdaten mit der abgeleiteten Anreicherungszeit in Verhältnis zu setzen. Diese Technik funktioniert bestens bei Überwachungssystemen in Porengrundwasserleitern unter Verwendung von Multi-level-Beobachtungsbrunnen. In diesem Beispiel wurde Tritium-Helium-Alter verwendet, um die Transportzeiten zu den Monitoring-Screens zu bestimmen. Diese Transportzeiten wurden verwendet, um Zeitreihen gemessener Konzentrationen mit dem Anreicherungszeitpunkt (anstelle des Probenahmezeitpunkts) in Beziehung zu setzen. Anschließend wurden die Ergebnisse aller 28 Zeitreihen im Gebietstyp 'intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung in Anreicherungsgebieten' in einem Diagramm aggregiert und mit Hilfe von LOWESS Smooth (Cleveland, 1979) und herkömmlichen linearen Regressionsmethoden (siehe Abbildung 3) analysiert. Die Methode identifizierte erfolgreich eine Trendumkehr bei Nitratkonzentrationen für diesen Gebietstyp. Der beobachtete Trend korrespondiert gut mit den bekannten Einträgen landwirtschaftlicher Schadstoffe in der Vergangenheit, basierend auf historischen Datenreihen zur Produktion und dem Einsatz von Düngern und Stallung bei verschiedenen Feldfrüchten. Am leichtesten konnte man eine Trendumkehr bei konservativen gelösten Substanzen und Indikatoren wie der 'Oxidationskapazität' nachweisen (Visser et al. 2007). Fallende Trends im jüngsten Grundwasser konnten auch für reaktive gelöste Substanzen wie Nitrat nachgewiesen werden, welches mittels Denitrifikation durch reaktive organische Substanzen oder Sulfide in einer gewissen Tiefe im Untergrund zu Stickstoff umgewandelt wird.



trend reversal...Trendumkehr, recharge year...Anreicherungs-jahr, oxidation capacity...Oxidationskapazität, significant upward trend...signifikanter steigender Trend, significant downward trend...signifikanter Abwärtstrend

Abbildung 3: Aggregation auf der Basis von Altersdatierung zur Bestimmung des Anreicherungs-jahres, der mit der gemessenen Konzentrationen verknüpft ist. Eine signifikante Trendumkehr ($p < 0,005$) konnte für Oxidationskapazität und Nitrat nachgewiesen werden.

Zukunftsperspektiven – Nächste Schritte – Zugänglichkeit der Ergebnisse

Daten und Forschungsberichte sind unter <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/21.0.html> abrufbar.

Literatur:

- Battle Aguilar, J., Orban, P., Dassargues, A. & Brouyère, S., 2007. Identification of groundwater quality trends in a chalk aquifer threatened by intensive agriculture in Belgium. *Hydrogeology Journal*, 15(8): 1615.
- Broers, H.P. (2002). Strategies for regional groundwater quality monitoring. Netherlands Geographical Studies no. 306, Ph.D. Thesis University of Utrecht, the Netherlands.
- Broers, H.P. & van der Grift, B., 2004. Regional monitoring of temporal changes in groundwater quality. *Journal of Hydrology*, 296(1–4): 192–220.
- Broers H.P, Visser A. (eds.), Gourcy L., Dubus I.G. Baran N., Mouvet C. & Gutierrez A.(2005). Report on concentration-depth, concentration-time and time-depth profiles in the Meuse basin and the Brévilles catchment. *Aquaterra deliverable T2.3*.
- Cleveland, W. S. (1979) Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *J. Amer. Statist. Assoc.* *74*, 829–836.
- Helsel, D.R. & Hirsch, R.M., 1992. *Statistical methods in water resources*, Studies in Environmental Science 49, Elsevier, Amsterdam.
- Loftis, J.C., 1996. Trends in groundwater quality. *Hydrological Processes*, 10: 335–355.
- Pinault, J.L. & Dubus, I.G., 2008. Stationary and non-stationary autoregressive processes with external inputs for predicting trends in water quality. *Journal of Contaminant Hydrology*, In Press, Accepted Manuscript.
- Visser, A., Broers, H.P., Van der Grift, B. & Bierkens, M.F.P., 2007b. Demonstrating Trend Reversal of Groundwater Quality in Relation to Time of Recharge determined by $3\text{H}/3\text{He}$. *Environmental Pollution*, 148 (3): 797–807.

