



Master Thesis

im Rahmen des

Universitätslehrganges „Geographical Information Science & Systems“ (UNIGIS
MSc) am Zentrum für Geoinformatik (Z_GIS) der Paris-Lodron-Universität
Salzburg

zum Thema

Bewertung der Fischbestände der Gewässer Gurk und Glan nach WRRL und Vergleich mit biotischen und abiotischen Faktoren

vorgelegt von

Michael Schönhuber

U1287, UNIGIS MSc Jahrgang 2006

Zur Erlangung des Grades „Master of Science (Geographical Information
Science & Systems) – MSc (GIS)“

Gutachter:

Ao. Univ. Prof. Dr. Josef Strobl

Klagenfurt, den 28.02.2009

Inhaltverzeichnis

Danksagung.....	3
Eigenständigkeitserklärung	4
Einleitung	5
Zielsetzung	9
Allgemeines zu den Gewässern Gurk und Glan	10
Methodik	15
Ermittlung des Zustandes eines Gewässers.....	15
Biologische Qualitätselemente	17
Qualitätselement „Fische“	17
Auswertung der Fischrohdaten	22
Qualitätselemente „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“	28
Chemisch-physikalische Parametergruppen	30
Auswertung der chemisch-physikalischen Rohdaten	37
Verschneidung des Gewässerumlandes	40
Hydromorphologie	48
Ergebnisse	50
Biologische Qualitätselemente	50
Qualitätselement „Fische“	50
Qualitätselemente „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“	52
Chemisch-physikalische Parameter	54
Gemeinschaftlich geregelte Schadstoffe	56
National geregelte Schadstoffe	61
Allgemein chemisch-physikalische Parameter	70
Hydromorphologie	76
Gesamtzustände	79
Diskussion	98
Literatur.....	110
Abbildungsverzeichnis	115
Tabellenverzeichnis	118

Danksagung

Mein Dank gilt in erster Linie meinem Arbeitgeber, dem Kärntner Institut für Seenforschung (KIS), insbesondere Frau Mag. Gabriele Wieser und Frau Dr. Liselotte Schulz, für die materielle, infrastrukturtechnische und motivierende Unterstützung während der gesamten Studienzeit. Des Weiteren möchte ich mich bei Mag. Johanna Mildner und Mag. Julia Oberauer für die redaktionelle Durchsicht der Thesis bedanken, sowie beim Amt der Kärntner Landesregierung für die umfangreiche Datenbereitstellung.

„Last but not least“ geht ein besonderer Dank an das UNIGIS Team aus Salzburg, sowie an meine Freundin und meinen Vater, für die große Portion Geduld, die sie während der gesamten Dauer des Studienlehrganges mir gegenüber aufbringen mussten.

Eigenständigkeitserklärung

Ich versichere, diese Master Thesis ohne fremde Hilfe und ohne Verwendung anderer als der angeführten Quellen angefertigt zu haben, und dass die Arbeit weder in gleicher noch in ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegen hat oder sonst wie veröffentlicht worden ist. Alle Ausführungen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß übernommen wurden, sind entsprechend gekennzeichnet.

Klagenfurt, den 24. Feber 2009

Michael Schönhuber

Einleitung

Am 23. Oktober 2000 wurde vom Europäischen Parlament die Richtlinie 2000/60/EG verabschiedet. Diese Richtlinie, gewöhnlich bekannt als „Wasserrahmenrichtlinie“, wurde ins Leben gerufen, um die Wasserpolitik der EU-Staaten länderübergreifend zu reformieren. Die Feststellung, dass „Wasser keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut ist, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss“, verlangt von vielen Mitgliedsstaaten zukünftig ein Umdenken ihrer gegenwärtigen Wasserpolitik und die Erstellung langfristiger Nutzungskonzepte (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000).

Unter anderem wird von ihnen verlangt, dass die nationalen Gewässer eines jeden Staates, wobei sowohl von Oberflächengewässern als auch Grundwasser die Rede ist, bis 2015 (bei Fristverlängerungen bis 2027) qualitativ bzw. quantitativ den guten ökologischen und chemischen Zustand erreichen.

Bei den Oberflächengewässern soll der Schwerpunkt der Untersuchungen nicht nur auf chemischen Analysen liegen, sondern gezielt auch auf der Heranziehung von biologischen Komponenten. Unter diesen versteht man im Fall der Wasserrahmenrichtlinie die aquatischen Lebensgemeinschaften, die die jeweiligen Gewässer charakterisieren (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000).

Die Richtlinie zitierend wurden für die Binnengewässer folgende Lebensgemeinschaften vorgeschlagen:

„1.1.1 Flüsse –

Biologische Komponenten

- Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora,
- Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna,
- Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna.

(...)

1.1.2 Seen –

Biologische Komponenten

- Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons,

- Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora,
- Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna,
- Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna;

(...)

(vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000)

Da es sich oben um Vorschläge handelt, hatten die jeweiligen Staaten Entscheidungsfreiheit, welche der vorgeschlagenen biologischen Komponenten am besten heranzuziehen sind, um den Zustand, d.h. den Grad der Abweichung vom ursprünglichen Zustand oder Referenzzustand, der heimischen Oberflächengewässer zu bewerten.

In Österreich hat man sich, auch in Anlehnung und unter Berücksichtigung der schon bestehenden Gewässergütebestimmungsverfahren, für folgende biologische Qualitätselemente entschieden:

Flüsse	Seen
Fische	Fische
Makrozoobenthos	Makrozoobenthos
Phytobenthos	Phytobenthos
Makrophyten	Makrophyten
	Phytoplankton

Man ist somit in der Lage, mittels Monitoring der biologischen Qualitätselemente, Aussagen über den biologischen Zustand des Gewässers zu tätigen. Speziell die Eigenschaft aquatischer Lebensgemeinschaften stoffliche und hydromorphologische Belastungen bzw. Veränderungen im Gewässer getreu widerzuspiegeln, hat ihnen in der WRRL einen wichtigen Stellenwert als Umweltindikatoren verliehen.

Stellen die Komponenten „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“ besonders gut die Situation des Nähr- und Sauerstoffhaushaltes

dar, scheint das Qualitätselement „Fische“ sensibler gegenüber hydromorphologischen Eingriffen zu sein (vgl. BMLFUW 2008A).

Die Bestimmung des Gesamtzustandes eines Oberflächenfließgewässers erfolgt letztendlich nach einem Schema, in das sowohl chemische, hydromorphologische als auch biologische Komponenten zusammengeführt werden (Abb. 1) (vgl. BMLFUW 2008A).

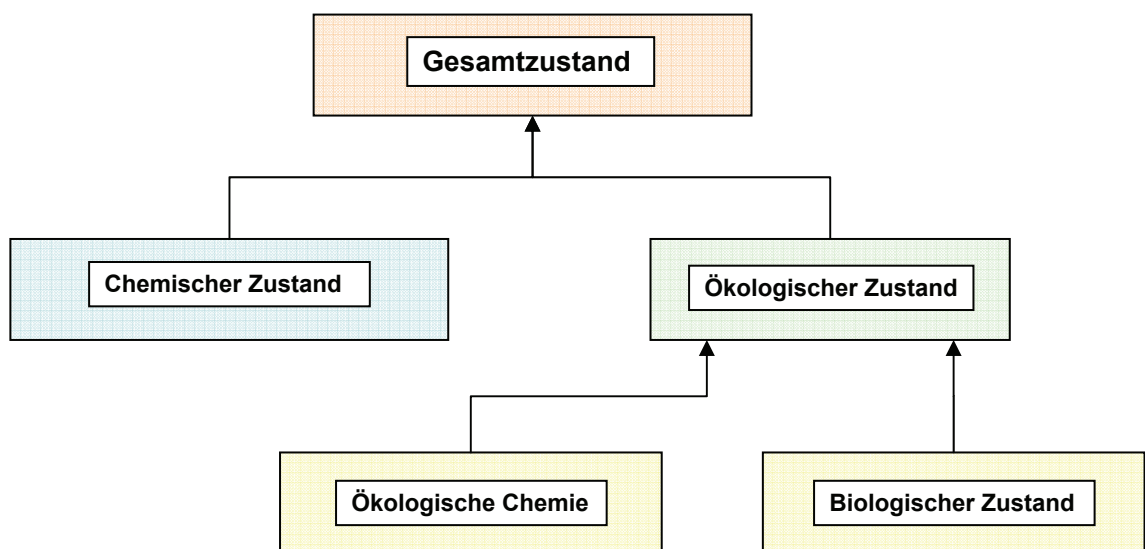


Abb. 1: Schematisierter Ermittlungsprozess des Gesamtzustandes eines Gewässers

Die Bestimmung des aktuellen Zustandes eines Gewässers ist vor allem in Hinblick auf folgenden Absatz der Wasserrahmenrichtlinie wichtig:

- „die Mitgliedsstaaten führen (...) die notwendigen Maßnahmen durch, um eine Verschlechterung des Zustands aller Oberflächenwasserkörper zu verhindern“ (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000)

Das Erreichen des guten Zustandes für alle Gewässerkörper in Kombination mit dem Verschlechterungsverbot soll versichern, dass das Gut „Wasser“ auch für

die kommenden Generationen qualitativ und quantitativ gesichert wird (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000).

Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist es, die Aussagekraft des Qualitätselementes „Fische“ anhand der Auswertung biotischer und abiotischer Datensätze zweier Gewässer, der Gurk und der Glan, zu testen und zu vergleichen.

Verstärkt sollen auch GIS Applikationen zur Anwendung kommen. Einerseits soll der zweidimensionale Charakter der chemischen als auch biologischen Erhebungen unterstützt und um eine dritte (zeitliche) Dimension erweitert werden, andererseits erhofft man sich neue Erkenntnisse durch die flächige Verschneidungen der Gewässer und des Umlandes. Dabei soll vor allem Augenmerk auf die Strukturierung der Uferbegleitsäume gelegt werden, da diese als Pufferzone agieren und eine wichtige biologische und physikalische Funktionseinheit darstellen.

Allgemeines zu den Gewässern Gurk und Glan

Die **Gurk** entspringt, unweit der Ortschaft Ebene Reichenau, in den Gurktaler Alpen auf einer Höhe von 2040 Metern und mündet nach 157 Kilometern in die Drau, ungefähr 15 Kilometer östlich von Klagenfurt. Nach der Drau ist die Gurk nicht nur der zweitlängste Fluss Kärntens, sondern auch einer der wenigen in Österreich, der noch heute eine große Anzahl von naturbelassenen Abschnitten aufweisen kann. Morphologische Eingriffe im Gewässer sind zumeist nur punktueller Natur, lediglich im Unterlauf nahe Klagenfurt sind regelmäßige Eingriffe zu Regulierungszwecken ersichtlich. Maßgeblicher Grund für die Naturbelassenheit des Gewässers ist das langsam ansteigende und abklingende Abflussbild. Somit mussten in den vergangenen Jahrzehnten so gut wie keine Hochwasserschutzmaßnahmen ergriffen werden (vgl. HONSIG – ERLenburg et. al 1997).

Zu den punktuellen morphologischen Eingriffen zählt allerdings eine Reihe von Kraftwerken, die die Wasserkraft des Flusses nutzen. Laut digitalem Wasserbuch des Landes Kärnten sind zurzeit 23 Wasserkraftwerke in Betrieb, womit eine Dichte von einem Kraftwerk jede circa 7 Flusskilometer erreicht wird. Durch den bewältigten Höhenunterschied von circa 1650 m, den die Gurk während ihres Verlaufes durch die Gurktaler Alpen bzw. Krappfeld und Klagenfurter Becken absolviert (mit einem Gefälle von circa 1%), ist der Fluss schon seit Anfang des letzten Jahrhunderts Gegenstand der Wasserkraftnutzung. Das Resultat sind zahlreiche Kontinuumsunterbrechungen, die zumeist durch Wehranlagen der Kraftwerke gegeben sind und nur selten von Fischaufstiegshilfen dotiert sind.

Lage und Verlauf der Gewässer Gurk und Glan im Untersuchungsgebiet

Autor: Michael Schönhuber

© KAGIS, KIS, Kärntner Landesregierung

- größere Siedlungsgebiete
- Gewässer im Untersuchungsgebiet
- untersuchtes Einzugsgebiet

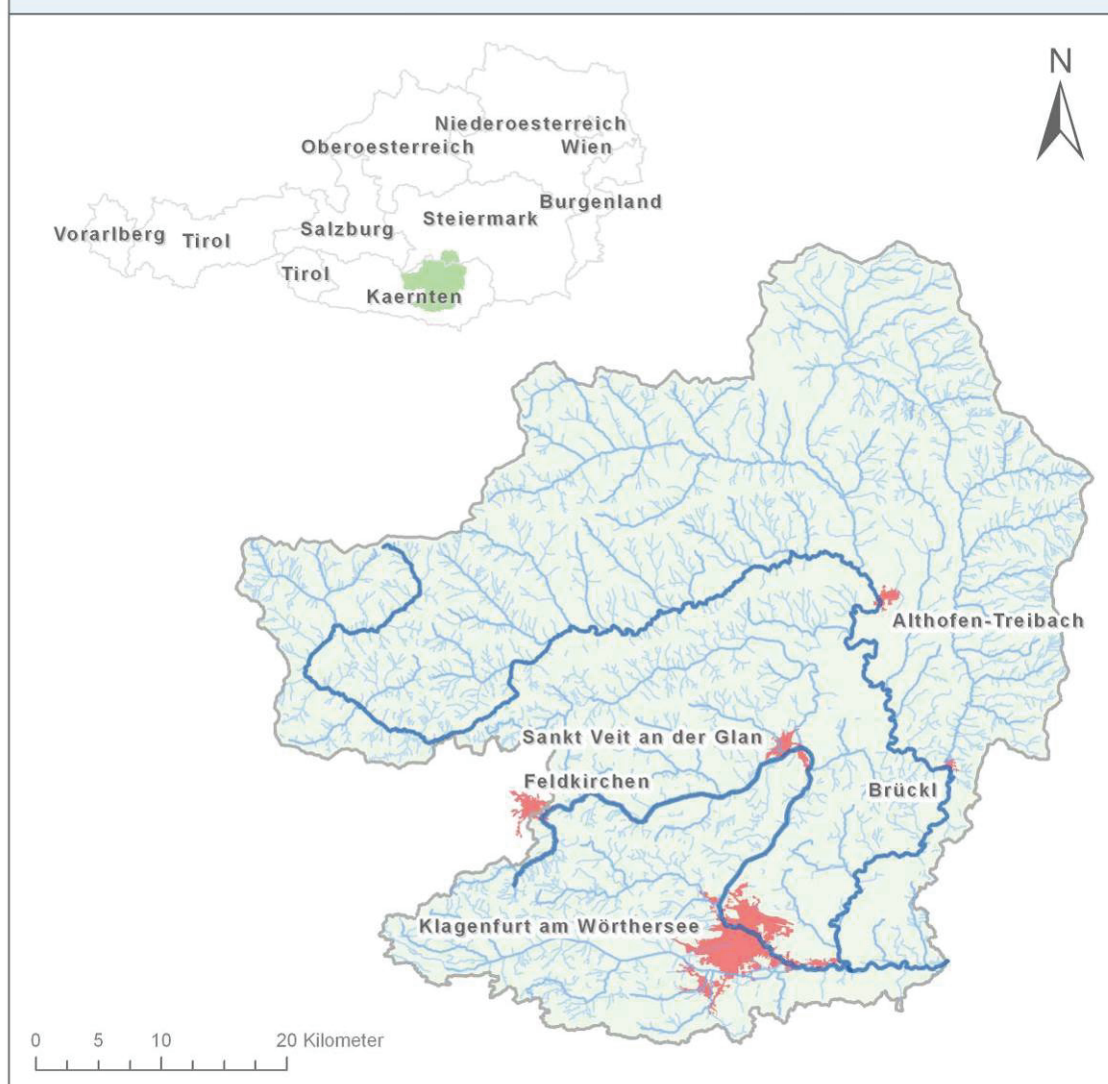


Abb. 2: Verlauf der Flüsse Gurk und Glan

Die **Glan** ist mit einer durchschnittlichen Wasserführung von knapp unter 10 m³/s der wasserreichster Zubringer der Gurk. Sie entspringt südlich von

Feldkirchen und fließt für circa 64 km zunächst östlich in Richtung Sankt Veit an der Glan, um dann in südlicher Richtung das Klagenfurter Becken zu durchqueren. Während die Glan im Oberlauf eher mäandrierend und natürlich verläuft, ist der untere Abschnitt durch menschliche Eingriffe gekennzeichnet. Ursache der Eingriffe ist die starke landwirtschaftliche Nutzung des Gebietes zwischen Sankt Veit und Klagenfurt, die schon gegen Ende des 19. Jahrhunderts die ersten Regulierungsmaßnahmen mit sich brachte. Das von Natur aus mäandrierende Gewässer musste den Ackerflächen Platz machen und wurde praktisch durchgehend bis zur Mündung in die Gurk begradigt. In den letzten Jahren sind erste Bestrebungen umgesetzt worden, der Glan ihren natürlichen Gewässerlauf wiederzuerleihen. Dazu wurden zum Beispiel flussabwärts von Klagenfurt Revitalisierungsmaßnahmen des zuvor hart verbauten Flussbettes umgesetzt. Einen natürlichen Charakter besitzt die Glan heutzutage nur noch flussaufwärts Feldkirchen, wo der natürliche Verlauf lediglich durch extensive Landwirtschaft beeinträchtigt wird.



Abb. 3: Josephinische Karte (1787) - Ausschnitt des Gebietes östlich von Klagenfurt

Die Gewässer Gurk und Glan unterscheiden sich voneinander nicht nur in ihrer Morphologie, sondern, wie aus Abb. 4 ersichtlich, auch in ihren hydrologischen Merkmalen. Besitzt das Abflussregime der Gurk im Oberlauf ausgeprägte nivale Eigenschaften, erhält es durch die Mündung der Glan einen komplexeren Charakter und kann als nivo-pluvial beschrieben werden. Das Abflussregime der Glan kann dagegen als Regen-Schnee System ausgewiesen werden, lediglich im Oberlauf besitzt es Eigenschaften eines sommerstarken, nivo-pluvialen Abflussregimes (vgl. MADER et al. 1996)

Die mittlere Wasserführung der Gurk an der untersten Messstelle, kurz vor der Mündung in die Drau, liegt im Vergleichszeitraum 1951 - 2005 bei 30,5 m³/s, wobei am 25.10.1993 der höchste Abfluss belegt wurde: 267 m³/s. Auch sonst erreicht die Gurk im Herbst ihre maximale Wasserführung.

Ebenfalls an der Glan (Messstelle HG Zell Gurnitz, circa 2 km vor der Mündung in die Gurk) fällt das höchste mittlere Monatsmittel in die Herbstperiode. Hier beträgt der höchste gemessene Abflusswert 72,4 m³/s (21.11.2000), gegenüber einem MQ von 9,48 m³/s für den Zeitraum 1951 - 2005 (vgl. BMLFUW 2008B).

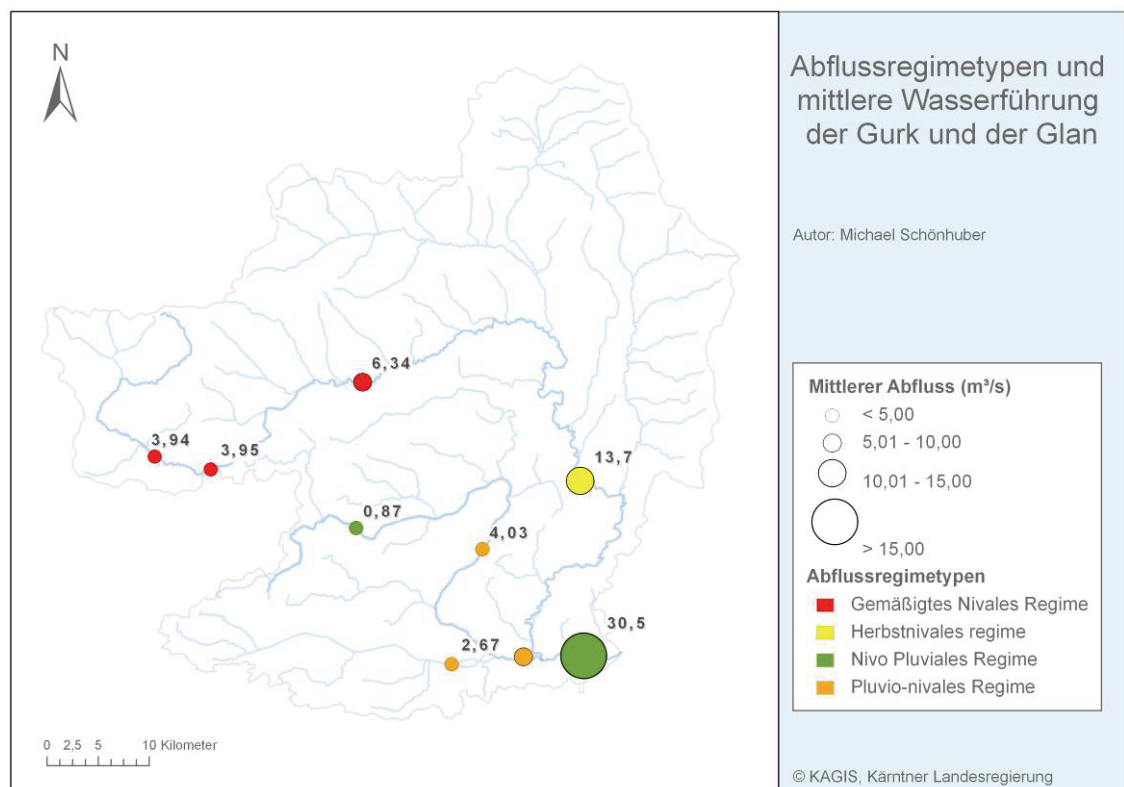


Abb. 4: Abflussregimetypen und mittlere Wasserführung der Gurk und der Glan

Deutliche Unterschiede sind auch im Landschaftsnutzungsbild der Einzugsgebiete beider Gewässer erkenntlich. An der Gurk können über 2/3 der Fläche auf Waldflächen zurückgeführt werden, während der Rest der landwirtschaftlichen Nutzung unterliegt. Im Einzugsgebiet der Glan liegen die Anteile der Wälder und der landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Werten von jeweils knapp unter 50%. Neben dem höheren Anteil von Wasserflächen, hauptsächlich gegeben durch den Wörthersee, fallen auch anthropogen stark verbaute Gebiete flächenmäßig ins Gewicht.

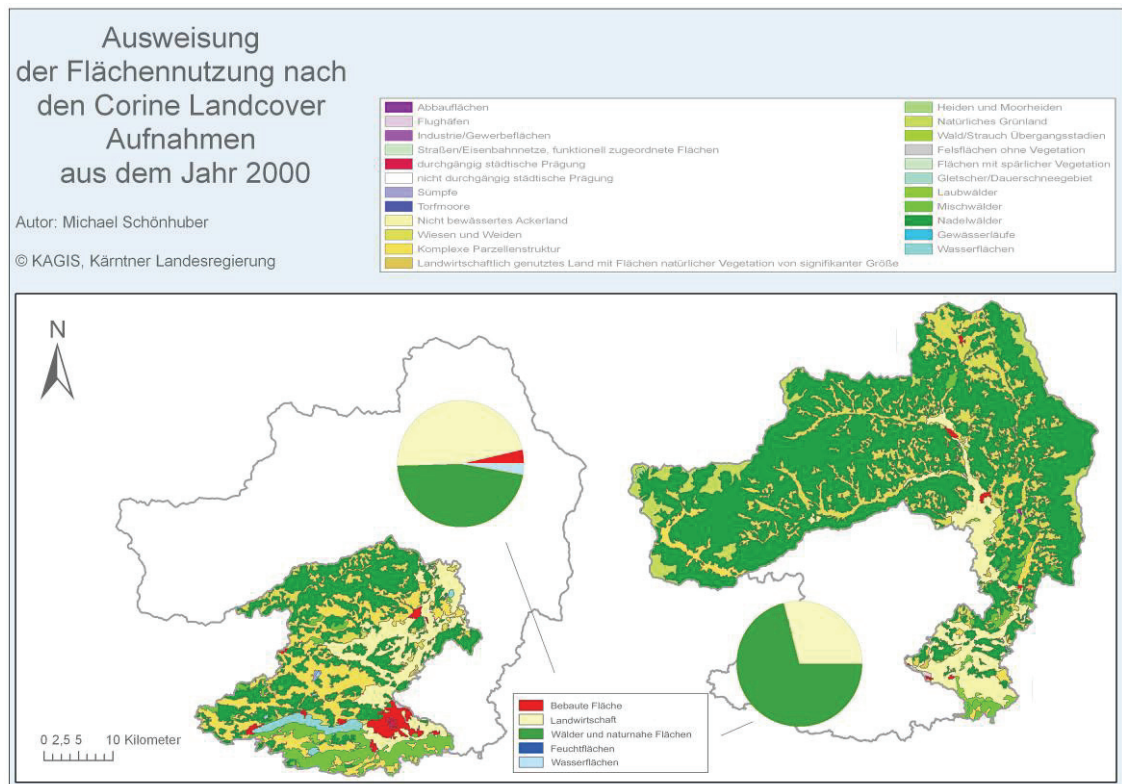


Abb. 5: Ausweisung der Flächennutzung nach den Corine Landcover Aufnahmen aus dem Jahr 2000

Methodik

Ermittlung des Zustandes eines Gewässers

Die Bewertung des Zustandes eines Gewässers erfolgt entlang eines Entscheidungsbaumes, dessen Blätter aus dem biologischen, ökologischen und chemischen Zustand bestehen (Abb. 7). Diese werden wiederum durch die biologischen Qualitätskomponenten sowie chemische Parametergruppen beschrieben. Die gemeinschaftlich geregelten Schadstoffe beschreiben den „chemischen Zustand“, die national geregelten Schadstoffe, zusammen mit dem „biologischen Zustand“, den „ökologischen Zustand“. Der „biologische Zustand“ seinerseits wird durch die biologischen Qualitätselemente definiert und durch die stofflichen bzw. hydromorphologischen Elemente unterstützt (vgl. BMLFUW 2008E).

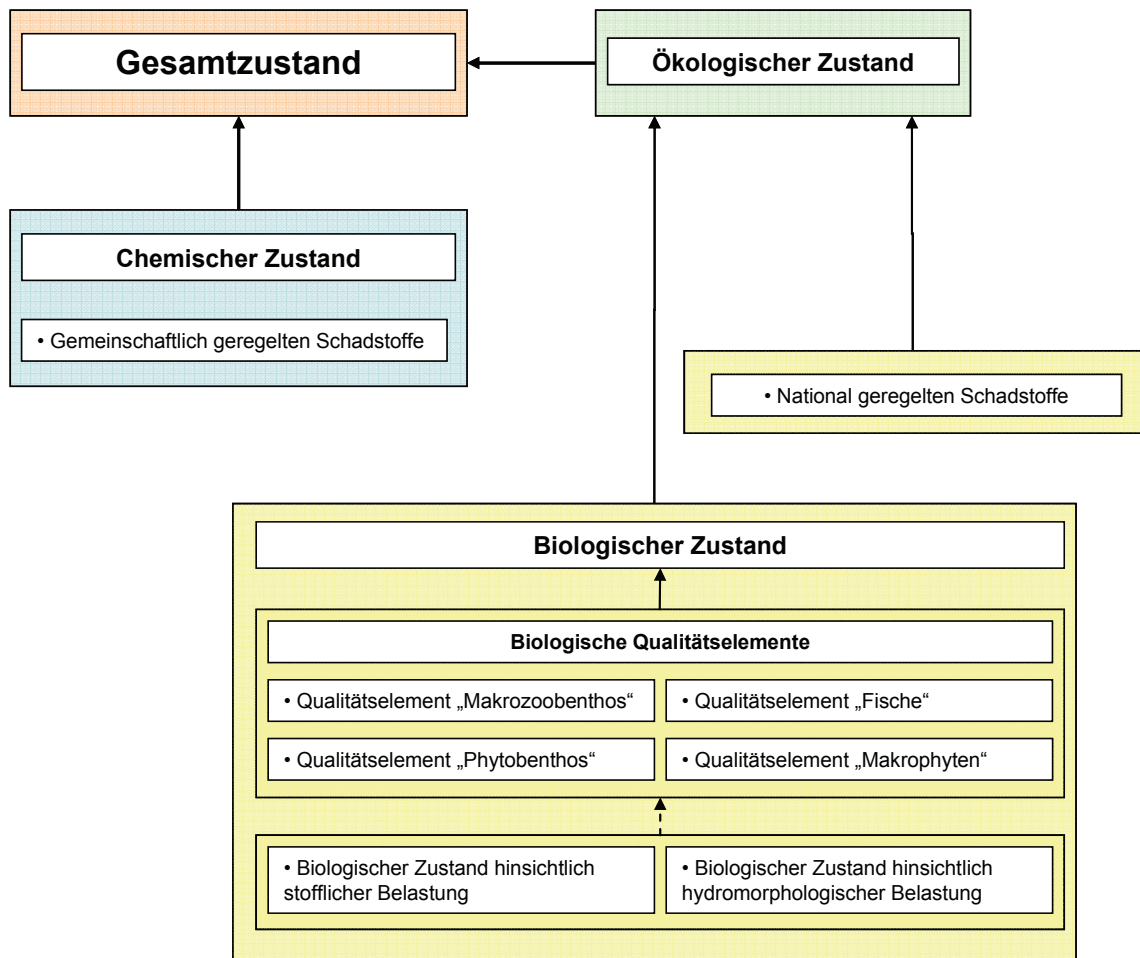


Abb. 6: Detaillierter Ermittlungsprozess des Gesamtzustandes

Bei der Bewertung spielen die biologischen Qualitätskomponenten gegenüber den unterstützenden Parametern des biologischen Zustandes eine übergeordnete Rolle. Überschreitet zum Beispiel der Nährstoffparameter „Nitrat-N“ den vorgeschriebenen Grenzwert, der den Übergang in den mäßigen Zustand bestimmt, ist der „biologische Zustand“ (und damit auch der „ökologische Zustand“ sowie der Gesamtzustand) als mäßig zu beschreiben. Liegen allerdings gleichzeitig auch Untersuchungen der Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und/oder „Makrophyten“ vor, die einen guten Zustand ergeben haben, erübrigt sich die Überschreitung des chemischen Parameters „Nitrat-N“. Ein guter biologischer Zustand ist die Folge. Abgesehen von dieser Ausnahme, wird sonst ein „worst-case Prinzip“ angewendet: beim Vergleich der einzelnen Zustände zum Errechnen des Gesamtzustandes zieht der schlechteste der herangezogenen Zustände (vgl. BMLFUW 2008A).

Biologische Qualitätselemente

Qualitätselement „Fische“

Im Jahre 2006 wurde vom Umweltministerium in Wien die Bewertungsmethode des fischökologischen Zustands veröffentlicht, die vom Amt für Wasserwirtschaft im Rahmen der Umsetzung der WRRL entwickelt wurde. Um Fischpopulationen eines Gewässers zur Auswertung heranziehen zu können, wurden zunächst typspezifische Leitbilder erstellt. Unter einem typspezifischen Leitbild versteht man die Beschreibung des ursprünglichen Zustandes eines Gewässers aus fischökologischer Sicht. Die Ausweisung des „Urzustandes“ eines Gewässers in Hinsicht auf den Fischbestand wurde durch die Verknüpfung von zwei Vorgangsweisen vorgenommen: auf einer Seite durch vorliegende Fischdaten, sowohl historischer Natur als auch rezente Aufnahmen, auf der anderen basierend auf dem Fachwissen von Experten, sobald keine Daten vorlagen (für Kärnten erfolgten die Beurteilungen durch Dr. Honsig-Erlenburg) (vgl. HAUNSCHMIED et al. 2006).

Die typspezifischen Leitbilder entstanden dann durch die Kombination mit abiotischen Faktoren: berücksichtigt wurden insbesondere

- die Größe der Einzugsgebiete
- die Höhenlage von 75% des Einzugsgebietes
- die Höhenlage der Gewässermündung
- die Flussordnungszahl nach STRAHLER
- der Fließgewässernaturraum
- das Abflussregime
- die Zugehörigkeit zu den Ökoregionen
- die Zugehörigkeit zu den Bioregionen

sowie die Einteilung der jeweiligen Fließgewässer in Fischregionen oder biozönotische Regionen.

Unter Fischregionen versteht man diejenigen Abschnitte eines Gewässers, für die die jeweiligen (Leit-)Fischarten Präferenzen zeigen. Das Vorkommen von Fischarten korreliert mit abiotischen Faktoren wie Breite und Gefälle des Gewässers, der Wassertemperatur oder der Substratzusammensetzung.

In Österreich konnten folgende biozönotische Regionen festgelegt werden, ausgehend von den Quellabschnitten eines Gewässers hin zu den Mündungsbereichen im Flachland:

- Obere Forellenregion (Epirhithral)
- Untere Forellenregion (Metarhithral)
- Äschenregion (Hyporhithral)
- Barbenregion (Epiopotamal)
- Brachsenregion (Metapotamal)

Da die Brachsenregion in Österreich lediglich in den Tieflandflüssen angetroffen werden kann, kommen in Kärnten nur die biozönotischen Regionen bis einschließlich der Barbenregion vor.

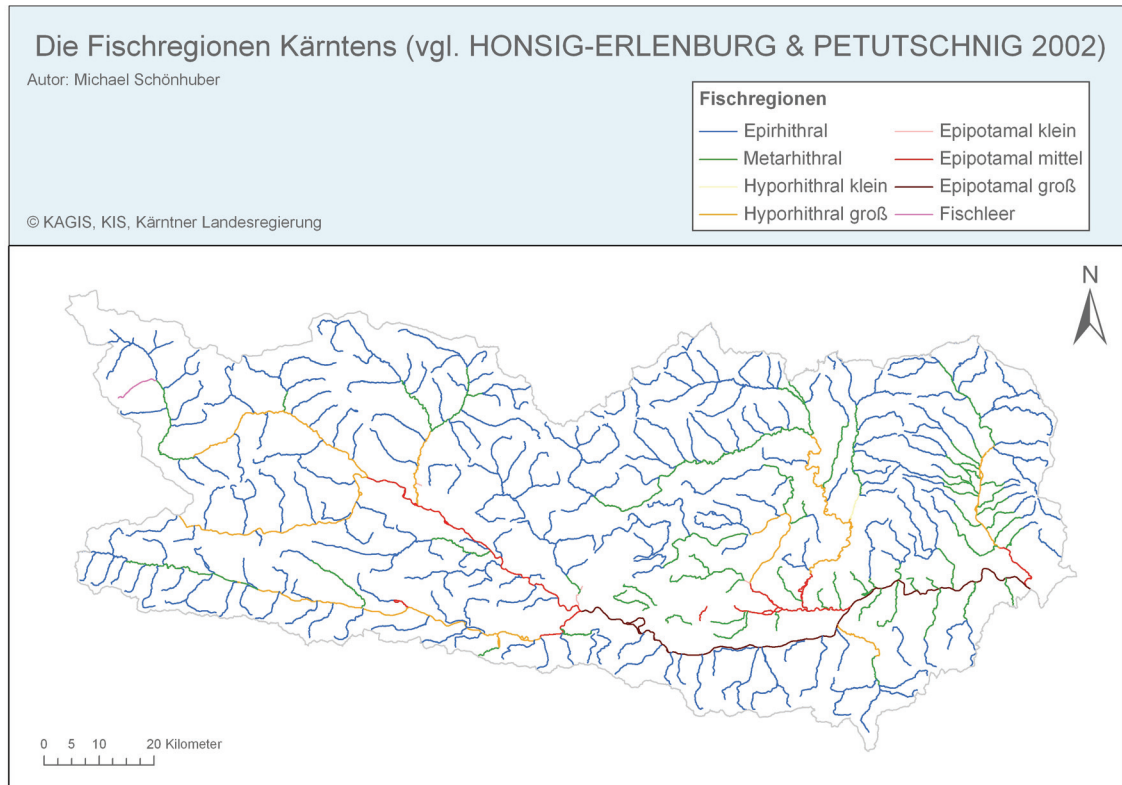


Abb. 7: Fischregionen Kärntens (vgl. HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG 2002)

Nach der Analyse der vorliegenden Fischbestandsdaten und den Expertenmeinungen wurde in Anschluss für jede Bioregion und Fischregion ein Leitbild der dort lebenden Fischarten erstellt. Diese Leitbilder bestehen nicht nur aus den Leitfischarten, die den Großteil der Fische der betroffenen Fischregion stellen, sondern auch aus Begleitarten, die zwar quantitativ ein geringeres Vorkommen aufweisen, aber doch als charakteristisch für den Lebensraum angesehen werden können.

Letztendlich wurde vom Arbeitskreis des Bundesministeriums ein Bewertungsschema entworfen, basierend auf den, nach fischökologischer Sicht gruppierten Bioregionen (9 Regionen insgesamt) sowie den Fischregionen, wobei je nach Breite und Abfluss weitere Unterteilungen vorgenommen wurden (bei der Äschenregion, zum Beispiel, wird das Hyporhithral groß vom Hyporhithral klein unterschieden, wenn das Gewässer breiter als 5 m ist und der jährliche mittlere Abfluss mehr als 2 m³/s beträgt).

Ausgearbeitet wurde dieses Bewertungsschema mit Hilfe der Applikation Excel von Microsoft. Nach Auswahl der zutreffenden Bio- bzw. Fischregion werden zur Beurteilung des fischökologischen Zustandes folgende einzugebende Daten benötigt:

- Auflistung der Fischarten des Gewässers
- Angaben zur Biomasse der vorhandenen Fischarten (kg/ha)
- Angaben zur Individuendichte der vorhandenen Fischarten (ind/ha)
- Bewertung der Alterskurven der vorhandenen Fischarten
- Historisches Vorkommen der Koppe (ja/nein – nur für die Forellenregion ausschlaggebend)

Nach Eingabe der erforderlichen Daten bewertet das Schema den fischökologischen Zustand, in dem die IST-Zustände mit den SOLL-Werten unter Anwendung verschiedener Metrics (wie Gesamtbiomasse, Artenzusammensetzung, Fischregionsindex, Populationsstruktur) verglichen werden. Für einige Metrics wurde in die Bewertung, für den Fall, dass von den SOLL-Werten extrem stark abweichende IST-Werte ausgewiesen wurden, zudem ein k.o.-System eingefügt. Resultiert zum Beispiel die Gesamtbiomasse eines Abschnittes geringer als 50 kg/ha, spiegelt dies sich nicht nur „indirekt“ in einer schlechteren Gesamtbewertung wieder, sondern zusätzlich in einer weiteren Herabstufung auf eine zumindest schlechte Zustandsklasse (vgl. HAUNSCHMIED et al. 2006).

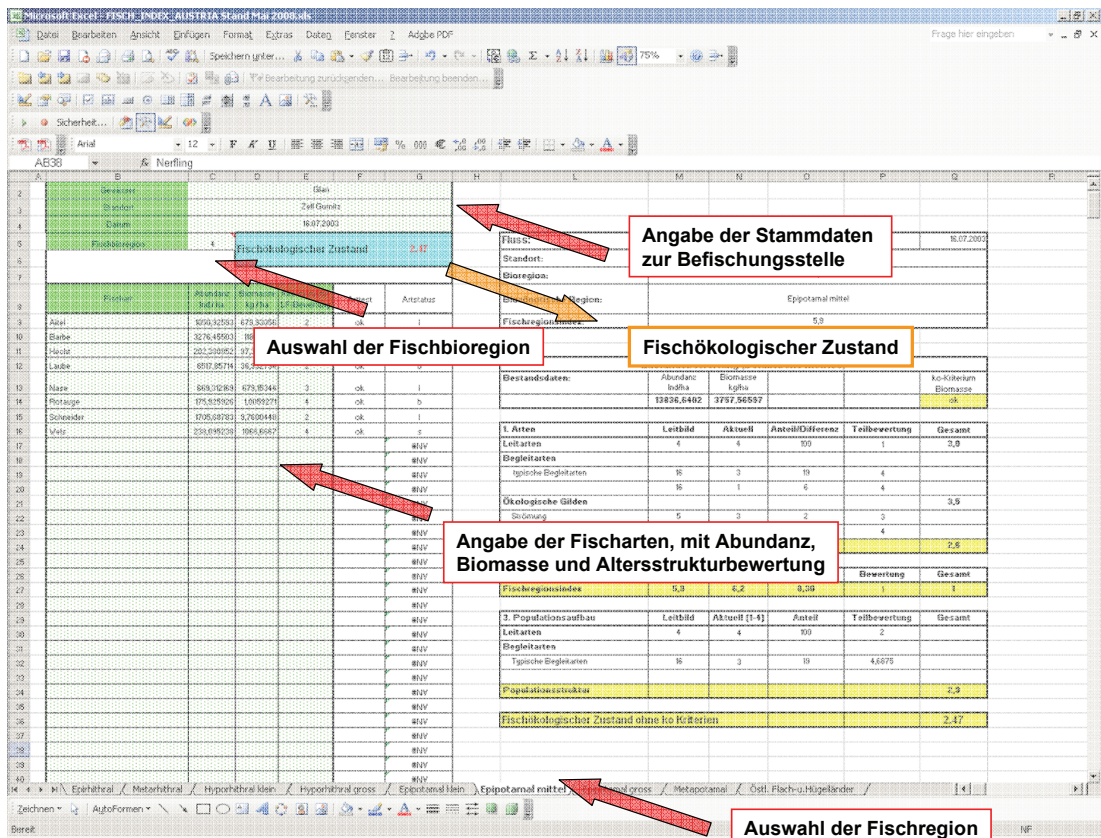


Abb. 8: Bewertungsmaske des fischökologischen Zustandes

Aus dem resultierenden Zahlenwert, dem FIA (Fish Index Austria), kann der Zustand des Gewässers nach Tab. 1 zugewiesen werden.

Tab. 1: Klassengrenzen des FIA (Fish Index Austria)

Fischökologische Zustandsklasse	Klassengrenzen des FIA (Fish Index Austria)
1 - Sehr gut	1,00 - 1,49
2 - Gut	1,50 - 2,49
3 - Mäßig	2,50 - 3,49
4 - Unbefriedigend	3,50 - 4,49
5 - Schlecht	4,50 - 5,00

Auswertung der Fischrohdaten

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes der Gurk und der Glan erfolgte durch Auswertung der Rohdaten, die im Laufe der Fischbestandserhebungen vom Amt der Kärntner Landesregierung und dem Kärntner Institut für Seenforschung erhoben wurden. Als zeitlicher Schnittpunkt wurde das Jahr 2001 herangezogen, da Befischungen in den 80er und 90er Jahren nur sporadisch vorgenommen wurden. Zudem erfolgten sie erst nach der Jahrtausendwende gemäß einer Befischungsmethodik, die zumindest in groben Linien den aktuell gültigen Vorgaben entsprach (z.B. Erhebungszeitpunkt im Herbst, Mindestlänge der befischten Gewässerstrecke, Streifenbefischungsmethode, etc.).

Die Rohdaten der Fischbestandserhebungen werden in einer Oracle-Datenbank des Amtes der Kärntner Landesregierung verwaltet, eine direkte Bewertung der Fischbestände ist allerdings nicht möglich. Nach Abfrage der Befischungsdaten wurden diese in Folge in einem Excel Arbeitsblatt gefiltert, um die Populationsstruktur der vorhandenen Fischarten in Längenklassen visualisieren und anschließend bewerten zu können. Die Bewertung der Populationsstruktur erfolgte durch Expertenbeurteilung, in meinem Fall mit Unterstützung durch Mag. Edgar Lorenz.

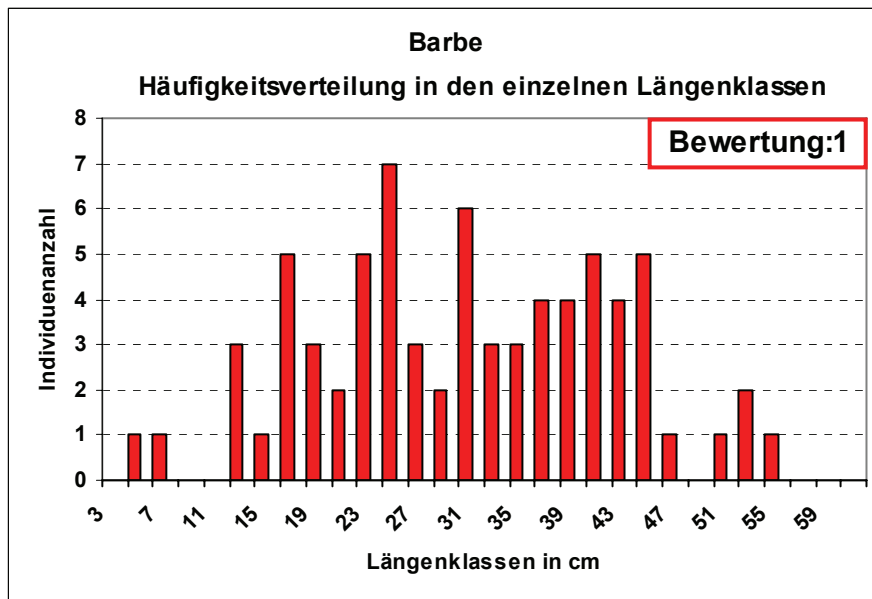


Abb. 9: Beispiel einer Alterskurvenbewertung mittels Expertenbeurteilung

Durch Angaben zu den befischten Teilstrecken (befischte Länge und Breite, Habitatstruktur sowie geschätzter Fangerfolg) konnten zudem Rückschlüsse auf Biomasse und Individuendichte des gesamten Abschnittes geschlossen werden. Dies geschah unter Berücksichtigung der flächenmäßigen Ausweisung der Habitatstrukturen innerhalb der untersuchten Strecke, anhand welcher eine Gewichtung der Biomassen und Individuendichten vorgenommen wurde.

Dazu wurden die mittleren Biomassen und Abundanzen der Teilstrecken gleicher Habitatstrukturen ermittelt und mit dem prozentuellen Anteil der Habitatstruktur im Gesamtabschnitt multipliziert (Abb. 10).

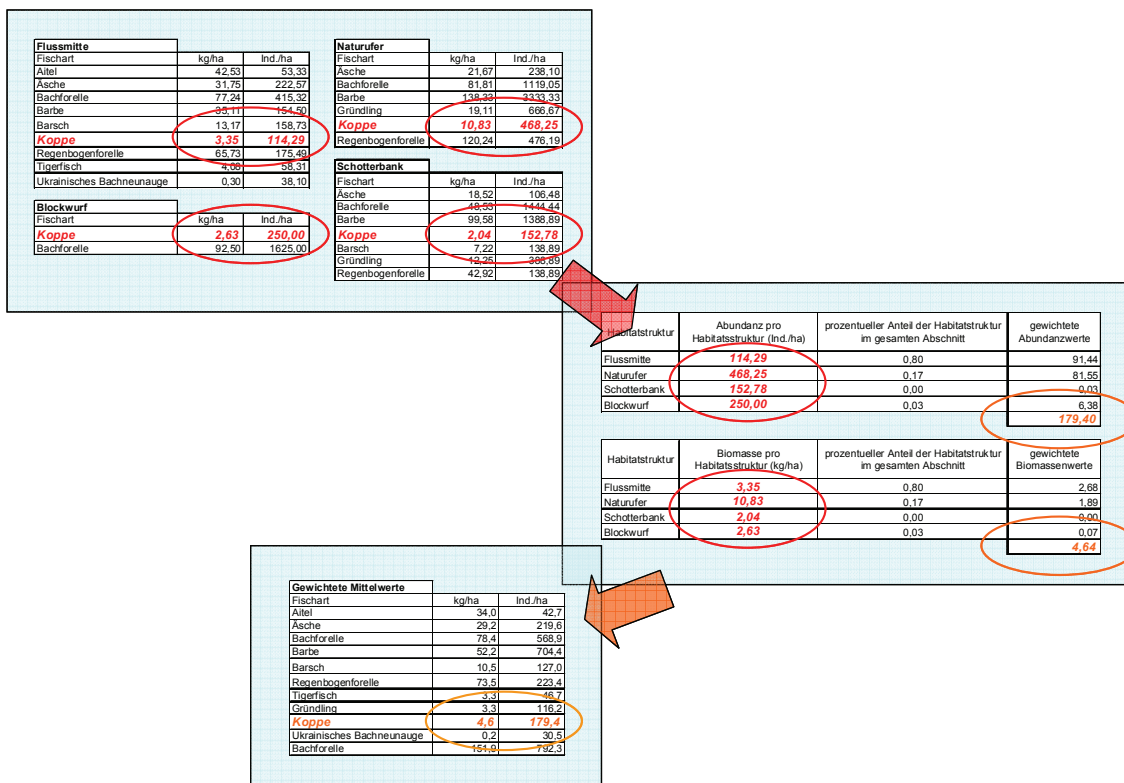


Abb. 10: Ermittlung der gewichteten Abundanzen und Individuendichten

Die Auswertung der Fischdaten erfolgte für den Zeitraum 2001 – 2006 soweit Befischungsdaten vorhanden waren.

Tab. 2: Befischungstermine, für die Bewertungen vorgenommen wurden bzw. vorlagen

Gurk	
<i>Befischungsjahr</i>	<i>Befischungstermine</i>
2001	14. August
2002	4. – 6. November / 12. – 13. November
2003	11. November / 18. – 20. November
2004	8. – 9. November / 11. November / 16. November
2005	29. November
2006	09., 11. und 13. November
Glan	
<i>Befischungsjahr</i>	<i>Befischungstermine</i>
2003	13. – 14. Mai / 16. Juli

Um das Datenbild zu vervollständigen und den letzten Stand der beiden Gewässer darzustellen, wurden für die Messstellen Gurk Truttendorf und Glan Zell Bewertungen des fischökologischen Zustandes aus dem Jahre 2007 hinzugezogen. Diese Daten stammen aus dem nationalen GZÜV-Monitoringprogramm, dass im Jahre 2007 auch erstmals das Qualitätselement „Fische“ enthält (vgl. HONSIG – ERLenburg et al. 2008).

Im Zeitraum 2001 – 2006 wurden an den Terminen aus Tab. 2 insgesamt 168 Teilstrecken befischt.

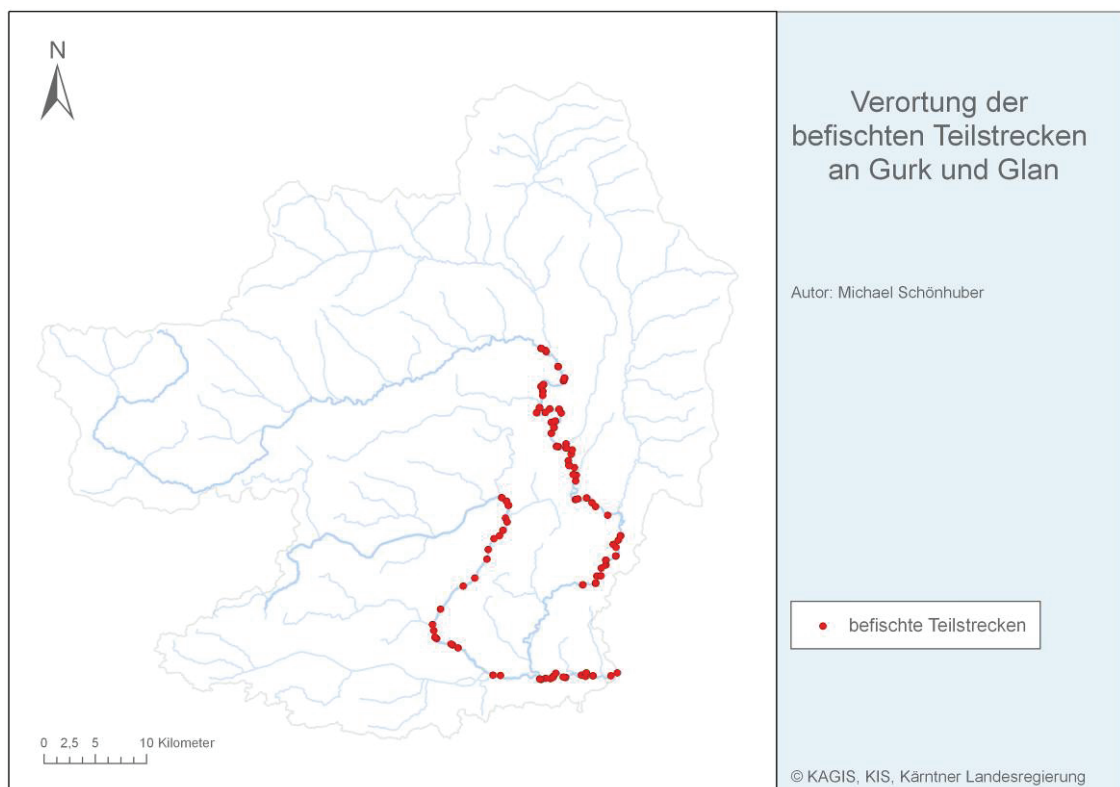


Abb. 11: Verortung der Teilstrecken

Die Daten dieser 168 Streifen konnten in 12 Abschnitte zusammengeführt werden, wobei sich 10 in der Gurk und 2 in der Glan befinden.

Tab. 3: Ausgewiesene Abschnitte

ID	Gewässer	Strecke
1	Glan	von Mdg. Wimitz bis Mdg. Glanfurt
2	Glan	von Mdg. Glanfurt bis Mdg. in die Gurk
3	Gurk	Mdg. Glan bis Mdg. in die Drau
4	Gurk	KW Brückl bis KW Rain
5	Gurk	KW Passering bis KW Pölling
6	Gurk	KW Pölling bis KW Ternitz
7	Gurk	KW Ternitz bis KW Brückl
8	Gurk	KW Brugga bis KW Passering
9	Gurk	flussab Einleitungen TIAG bis KW Tilly
10	Gurk	KW TIAG bis Einleitungen TIAG
11	Gurk	KW Krumpfelden bis KW TIAG
12	Gurk	St. Magdalen bis Pöckstein

Hierbei wurden unterschiedliche Kriterien für die Glan und die Gurk herangezogen. Für die Glan wurden die Abschnitte durch die Wasserkörpergrenzen definiert, da bei den Gewässeruntersuchungen eine Messstelle bzw. ein Abschnitt als repräsentativ für den gesamten Wasserkörper gilt. An der Gurk wurden dagegen nicht die Wasserkörpergrenzen als Abgrenzungsparameter herangezogen, sondern wegen der hydro-morphologischen Eigenschaften des Flusses das Vorkommen von Wehranlagen der zahlreichen Kraftwerke. Da die Wehranlagen großteils immer noch für Fische unüberwindbare Hindernisse darstellen, handelt es sich in der Tat auch um räumliche Abgrenzungen. Im Verlauf der Jahre wurden die Befischungen mit Rücksicht auf diesen Umstand durchgeführt, sodass eine analoge Einteilung zur Bewertung nach WRRL auf der Hand lag. Lediglich am untersten Abschnitt der Gurk, der von der Mündung der Glan bis zur Mündung in die Drau reicht, wurden, da dort keine Wasserkraftwerke vorhanden sind, die Abgrenzungen des zu bewertenden Abschnittes mittels Wasserkörpergrenzen festgelegt.

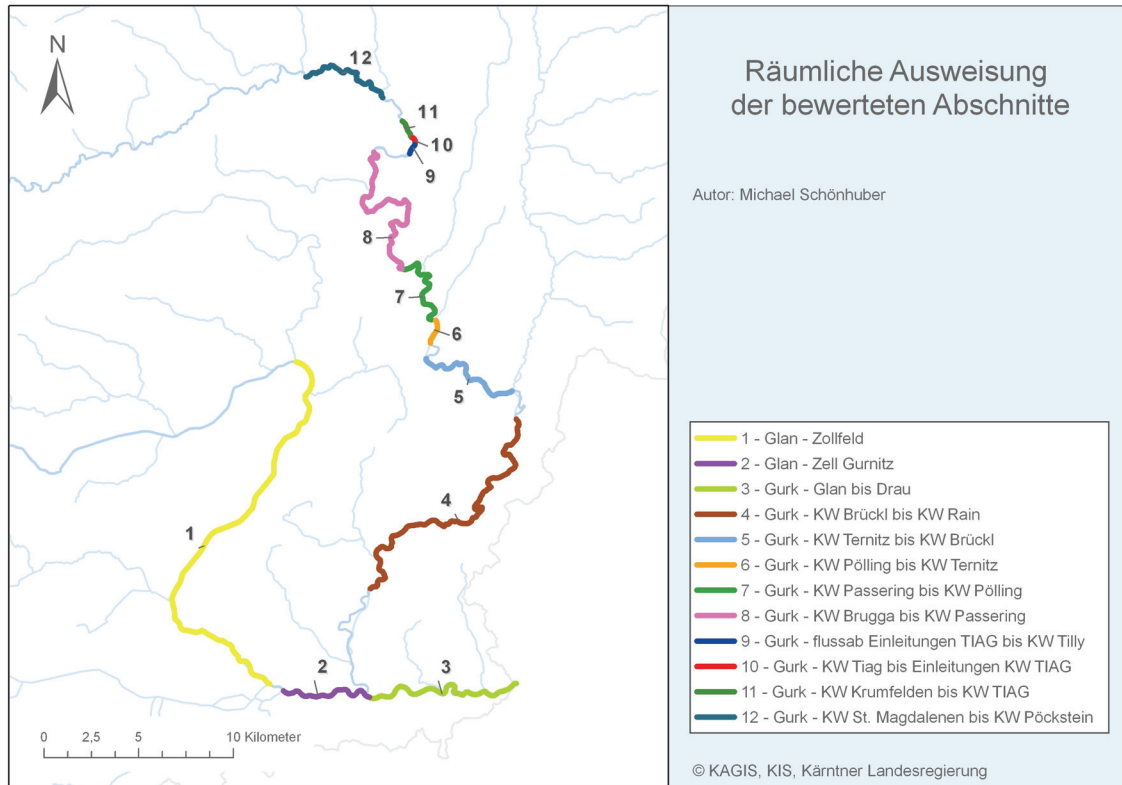


Abb. 12: Räumliche Darstellung der Abschnitte aus Tab. 3

Es ist zu vermerken, dass der Abschnitt 1, der von der Mündung der Wimitz bei Feldkirchen bis zur Mündung der Glanfurt reicht, in den Übergangsbereich der Fischregionen Hyporhithral (Äschenregion) groß und Epipotamal (Barbenregion) mittel fällt. Da die Effekte der Potamalisierung der Glan allerdings schon bis nach Feldkirchen zu reichen scheinen (Mag. Lorenz, mündliche Mitteilung), erfolgte die Bewertung des Abschnittes nach dem Leitbild der Barbenregion.

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes erfolgte unter Anwendung der aktuellen Version des Excel-Anwendungstools „Fisch Index Austria“ (<http://wasser.lebensministerium.at/filemanager/download/32656/> Mai 2008).

Qualitätselemente „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“

Neben dem Biologischen Qualitätselement „Fische“, werden in Fließgewässern auch die Qualitätselemente „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“ zur Bestimmung des Gewässerzustandes herangezogen. Hierbei orientiert sich sowohl die Probenahme als auch Auswertung an den jeweiligen, vom Bundesministerium, vorgegebenen Leitfäden (vgl. OFENBÖCK et al. 2008, vgl. PFISTER et al 2008, vgl. PALL et al. 2008). Die biologischen Qualitätselemente „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“ wurden im Jahr 2007, zeitgleich mit dem Qualitätselement „Fische“, zum ersten Mal gemäß WRRL erhoben und ausgewertet.

Analog zur Bewertungsmethodik der Fischbestände, erfolgt die Bewertung durch einen Vergleich der im untersuchten Gewässer vorgefundenen Lebensgemeinschaften mit den Biocönosen, die in einem natürlichen Gewässer anzutreffen sind. Dieser anthropogen unbeeinträchtigte Zustand wird auch als Grundzustand, Referenzzustand oder Leitbild angesprochen.

Algenbestände (Phytobenthos) und höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) spiegeln in erster Linie die trophischen Verhältnisse wider, können neben Veränderungen im Nährstoffhaushalt, aber auch Abweichungen anderer Parameter aufzeigen. Die Bewertungsmethode des Phytobenthos sieht, neben dem Modul „Trophie“, auch die Module „Referenzarten“ (um Folgen von Eingriffen im hydrologischen Haushalt darzustellen) sowie „Saprobie“ vor. Das Modul „Saprobie“ ist Kernstück der Makrozoobenthos-Methodik, wonach die wirbellosen Tiergemeinschaften eines Fließgewässers besonders sensibel auf Belastungen organischer Herkunft reagieren. Zudem sind sie auch in der Lage sowohl weitere chemische als auch hydro-morphologische Aspekte darzustellen (Module „allgemeine Degradation“ und „Versauerung“).

Der Grad der Abweichung vom Grundzustand wird in Indices ausgedrückt, die die Einstufung in ein fünfstufiges Bewertungsschema ermöglichen.

Da die Qualitätselemente auf verschiedenen Modulen basieren, wird der biologische Zustand eines jeden Qualitätselementes unter Anwendung des „worst case Prinzips“ ermittelt.

Die Qualitätselemente „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“ werden herangezogen, um das Gesamtbild der biologischen Qualitätselemente zu vervollständigen. Die Daten zu den biologischen Zuständen der einzelnen Qualitätselemente stammen aus dem Monitoring der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung und beziehen sich auf das Jahr 2007. Die Erhebungen wurden vom Kärntner Institut für Seenforschung für das Amt der Kärntner Landesregierung durchgeführt (vgl. WIESER et al. 2008A, vgl. WIESER et al. 2008B).

Chemisch-physikalische Parametergruppen

Der Umfang und die Definitionen der chemisch-physikalischen Parameter, sowie die festgelegten Grenzwerte eines Oberflächengewässers werden auf Bundesebene durch zwei Vorschriften definiert:

- den „Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemein physikalisch-chemischen Parameter in Fließgewässern gemäß WRRL“ für die allgemeinen chemischen und chemisch-physikalischen Parameter (BMLFUW 2008D)
- die „Qualitätszielverordnung (QZVO) Chemie“ für die gemeinschaftlich geregelten und national geregelten Schadstoffe (BMLFUW 2006, BMLFUW 2007)

Der Leitfaden für die chemisch-physikalischen Parameter umfasst einerseits Stoffe, die den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt eines Fließgewässers beschreiben, andererseits aber auch physikalische Größen wie Temperatur und Versauerungszustand. Diese Parameter werden auch als „allgemein chemisch-physikalische Komponenten“ beschrieben und unterstützen die biologischen Qualitätselemente bei der Definierung des guten biologischen Zustandes eines Gewässers.

Qualitätskomponente	Parameter
<i>Sauerstoffhaushalt</i>	Sauerstoffsättigung*
	BSB5 oder BOD (biochemischer Sauerstoffbedarf)
	DOC (gelöster organisch gebundener Kohlenstoff)
<i>Nährstoffhaushalt</i>	Orthophosphat-Phosphor (PO ₄ -P)
	Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)

<i>Temperaturverhältnisse</i>	Temperatur (°C)*
<i>Versauerungszustand</i>	pH-Wert*
<i>Salzgehalt</i>	Chlorid
* physikalische Parameter	

Zur Bewertung eines Gewässers anhand dieser Komponenten sind räumliche Informationen zur Lage der Gewässer bzw. der Messstelle am Gewässer erforderlich. Wie aus Abb. 13 ersichtlich fließen Angaben zur Seehöhe und Einzugsgebietgröße sowie der jeweilige Bio- und Fischregionstyp in die Ermittlung des heranzuziehenden Grenzwertes ein (vgl. BMLFUW 2008D).

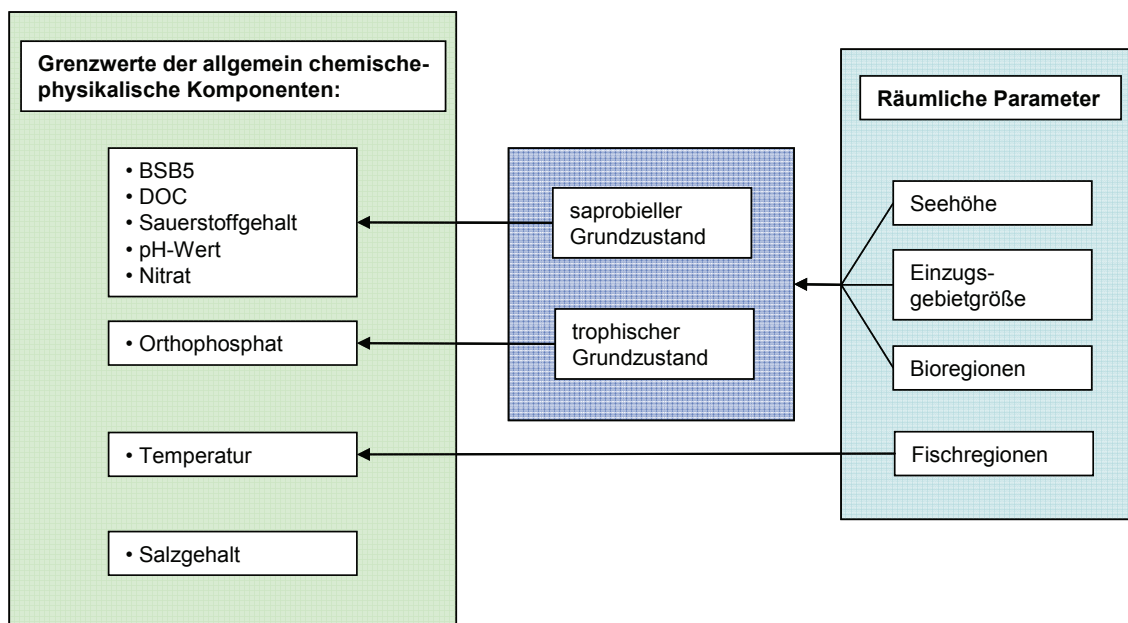


Abb. 13: Hilfsparameter für die Bewertung nach QZVO Ökologie

Die QZVO Chemie beschäftigt sich dagegen mit den Schadstoffen. Dabei handelt es sich um jene Stoffe, deren Vorkommen sowohl für den Menschen als auch für die Umwelt als schädlich eingestuft wird und die künstlicher (anthropogen bedingter) bzw. natürlicher (geologischer) Herkunft sein können. In den Anhängen der QZVO sind insgesamt 73 Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen aufgeführt, wobei es sich in 37 Fällen um Schadstoffe handelt, die auf gemeinschaftlicher Ebene geregelt werden. Die weiteren 36 Stoffe wurden in Österreich als zusätzlich relevant eingestuft, da sie in

signifikanten Mengen in den heimischen Oberflächengewässern wiedergefunden werden (vgl. BMLFUW 2006). Unter diesen befindet sich auch der Parameter Chlorid, der nachträglich als „physikalisch-chemischer Schadstoff, bei dem die Qualitätsnorm unabhängig vom Gewässertyp festgelegt wird“ (BMLFUW 2007) eingeführt wurde und als Unterstützung der biologischen Qualitätskomponenten dient (Tab. 4 und Tab. 5).

Die Unterscheidung zwischen gemeinschaftlich und national geregelten Schadstoffen ist insofern wichtig, da diese unterschiedliche Zustände beschreiben. Definieren die gemeinschaftlich geregelten Schadstoffe den chemischen Zustand eines Gewässers, fließen die national geregelten Schadstoffe, zusammen mit dem biologischen Zustand, in den ökologischen Zustand ein.

Tab. 4: Liste der gemeinschaftlich (gelb) und national (grün) geregelten sowie der physikalisch-chemischen (blau) Schadstoffe (Teil 1)

Parameter	Umweltqualitätsnorm in µg/l	Hintergrundkonzentration (HG) in µg/l	Grenzwert in µg/l
1,2-Dichlorethan	10		10
1,2-Dichlorethen *	10		10
1,3-Dichlor-2-propanol	10		10
2,4-Dichlorphenol	2		2
2,5-Dichlorphenol	20		20
Alachlor	3		3
Aldrin	0,01		0,01
Ammonium *	*		*
Anthracen	0,2		
AOX	50		50
Arsen	24	0	24
Atrazin	1		1
Benzidin	0,1		0,1
Benzol	80		80
Benzylchlorid	10		
Bisphenol A	1,6		1,6
Blei	10,8	0,2	11
Bromierte Diphenyl-ether	0,5		
Cadmium	1		1
Chlordan	0,002		0,002
Chloressigsäure	0,6		
Chlorfenvinphos *	0,1		0,1
Chlorid	150000		150000
Chlorpyrifos	0,03		0,03
Chrom	8,5	0,5	9
Cyanid	5		5
DDT	0,025		0,025
Di-(2-ethyl-hexyl)phthalat (DEHP)	8		8
Dibutylzinnverbindungen	0,01		0,01
Dichlormethan	20		20
Dieldrin	0,01		0,01
Dimethylamin	10		10
Diuron	0,2		0,2
Endosulfan *	0,005		0,005
Endrin	0,005		0,005
Ethylbenzol	10		10
Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	50		50
Fluorid	1000		1000
Heptachlor	0,004		0,004
Hexachlorbenzol	0,03		0,03
Hexachlorbutadien	0,1		0,1
Hexachlorcyclohexan	0,05		0,05
Isodrin	0,005		0,005
Isopropylbenzol	22		22
Isoproturon	0,3		0,3
Kupfer *	*	0	*
Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)	270		270
Mevinphos	0,01		0,01
Naphthalin	2,4		2,4

Tab. 5: Liste der gemeinschaftlich (gelb) und national (grün) geregelten sowie der physikalisch-chemischen (blau) Schadstoffe (Teil 2)

Parameter	Umweltqualitätsnorm in µg/l	Hintergrundkonzentration (HG) in µg/l	Grenzwert in µg/l
Nitritriessigsäure (NTA)	50		50
Nitrit *	*		*
Nonylphenole	0,3		0,3
Octylphenole	1		1
Omethoat	0,01		0,01
p,p'-DDT	0,01		0,01
Pentachlorbenzol	1		1
Pentachlornitrobenzol	0,4		0,4
Pentachlorphenol	2		2
Phosalon	0,1		0,1
Quecksilber	1		1
Sebuthylazin	0,01		0,01
Selen	5,3	0,5	5,8
Silber	0,1	0	0,1
Simazin	1		1
Tetrachlorethen	10		10
Tetrachlormethan	12		12
Trichlorbenzole	0,4		0,4
Trichlorethen	10		10
Trichlorfon	0,01		0,01
Trichlormethan	12		
Trifluralin	0,1		0,1
Xylole	10		10
Zink *	*	1	*

* es gelten Zusatzinformationen

Für die Parameter der QZVO Chemie gelten sowohl festgelegte Grenzwerte als auch Grenzwerte, die von weiteren (chemisch-physikalischen) Variablen und/oder dem Gewässertyp abhängig sind und durch diese „Hilfsparameter“ Änderungen unterliegen (vgl. BMLFUW 2006).

Folgend werden die Zusatzinformationen zu den gekennzeichneten (*) Parametern aus Tab. 4 und Tab. 5 kurz erläutert:

1. Der Parameter „Ammonium“ (N-NH₄) ist abhängig von den physikalischen Parametern Temperatur und pH-Wert und errechnet den anzuwendenden Grenzwert (in µg/l) mittels folgender Formel:

Grenzwert N-NH₄ (in µg/l) =

$$(14.425/(1+10^{(7.688-pH)}) + 621.75/(1+10^{(pH-7.688)})) \cdot \min(2.85, 1.45 \cdot 10^{0.028 \cdot (25-T)})$$

wo „pH“ und „T“ in der Formel sich auf die zum Messzeitpunkt erhobenen Werte von pH und Temperatur beziehen.

2. Der Grenzwert des Parameters „Nitrit“ ist abhängig vom Chloridgehalt des Gewässers und ändert sich je nach dem, ob es sich bei dem untersuchten Gewässer um ein Salmonidengewässer handelt oder nicht:

Chloridkonzentration	UQN (µg/l)
0–3 mg Cl-/l:	10*/20**
>3-7,5 mg Cl-/l:	50*/100**
>7,5-15mg Cl-/l:	90*/180**
>15-30 mg Cl-/l:	120*/240**
> 30 mg Cl-/l:	150*/300**

* gilt für Salmonidengewässer (die Definition umfasst die Gewässer des Epi-, Meta- und Hyporithrals)

** gilt für die übrigen Fließgewässer

3. Die Grenzwerte der Parameter „Kupfer gelöst“ und „Zink gelöst“ hängen von der vorherrschenden Calciumcarbonatkonzentrationen des Gewässers ab (bei fehlenden Messwerten lässt sich die Calciumcarbonatkonzentration aus der Gesamthärte des Gewässers errechnen):

Parameter „Kupfer gelöst

Calziumcarbonatkonzentration	UQN ($\mu\text{g/l}$)
< 50 mg CaCO ₃ /l:	1,1
50–100mg CaCO ₃ /l:	4,8
> 100 mg CaCO ₃ /l:	8,8

Parameter „Zink gelöst“

Calziumcarbonatkonzentration	UQN ($\mu\text{g/l}$)*
< 50 mg CaCO ₃ /l:	7,8
50–100mg CaCO ₃ /l:	35,1
> 100 mg CaCO ₃ /l:	52,0

* Hintergrundkonzentration ist zu beachten

Auswertung der chemisch-physikalischen Rohdaten

Die Bewertung des Zustandes anhand der chemisch-physikalischen Parameter der Gewässer Gurk und Glan erfolgte durch Auswertung der Gewässerdaten, die im Laufe der Jahre vom Amt der Kärntner Landesregierung im Rahmen der Gewässergüteüberwachung an verschiedenen Messstellen erhoben wurden. Gesammelt werden die Datensätze in der Umweltdatenbank des Landes Kärnten (Oracle DB 10g).

Die Festlegung der heranzuziehenden Messstellen erfolgte unter Berücksichtigung der Datendichte und des Parameterumfangs. Die Auswahl fiel letztendlich auf jene Messstellen, die im Laufe der Jahre regelmäßig im Bundesmessnetz, zunächst im Rahmen der Wassergüteerhebungsverordnung (WGEV), dann der Gewässerzustandsverordnung (GZÜV), beprobt wurden.

Tab. 6: Ausgewählte Messstellen für die chemisch-physikalischen Parameter

Messstellenbezeichnung	Gewässer	BMN M31 Rechtswert	BMN M31 Hochwert	Seehöhe
HG Gurk Zwischenwässern	Gurk	534450	194920	594
HG Gurk Mölbling Brugga	Gurk	533958	191254	588
HG Gurk Reisdorf	Gurk	541390	176810	482
HG Gurk Grafenstein	Gurk	537750	163750	395
HG Gurk Straßburg Hackl	Gurk	532834	196256	602
HG Gurk Truttendorf	Gurk	537766	163611	394
HG Gurk Severschmied	Gurk	507000	185100	835
HG Glan Hörzendorf	Glan	526700	179700	469
HG Glan Zollfeld	Glan	527820	174053	453
HG Glan Zell Gurnitz	Glan	531890	163550	415
HG Glan Mautbrücken	Glan	515530	176170	503
HG Glan Oberglan Aich	Glan	510005	174627	561

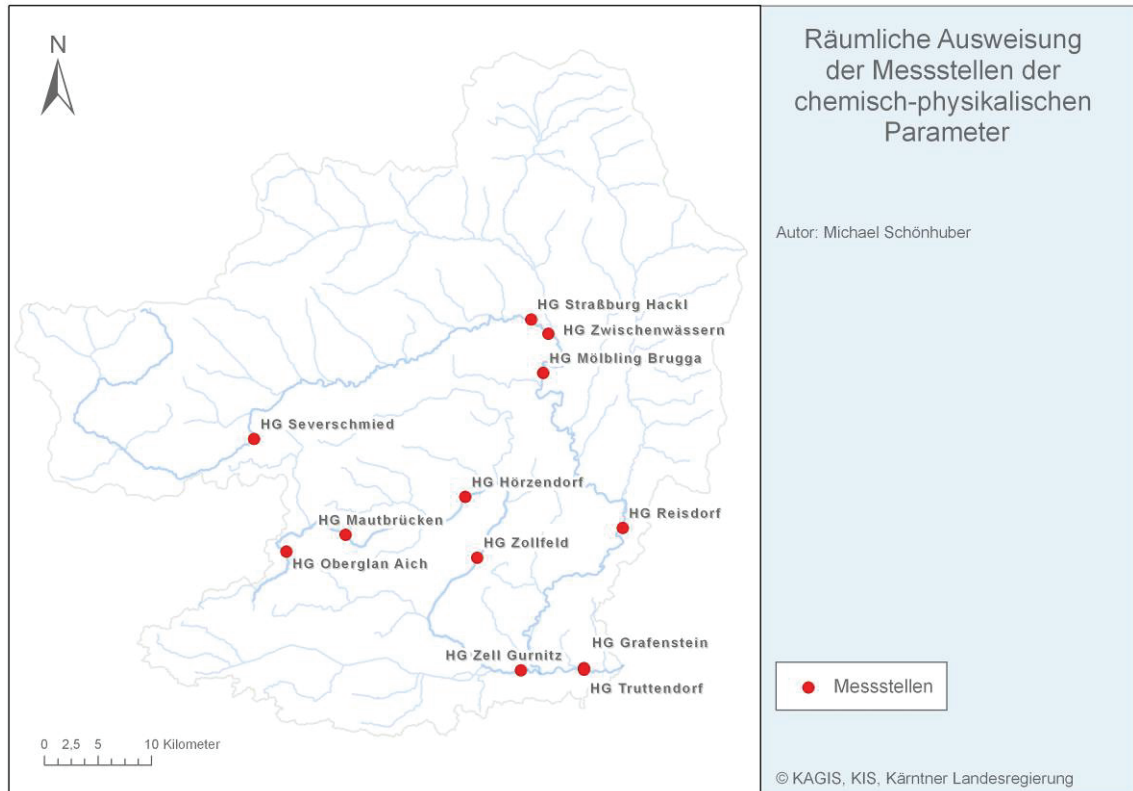


Abb. 14: Räumliche Ausweisung der Messstellen der chemisch-physikalischen Parameter

Da die Datendichte innerhalb eines Jahres den Voraussetzungen der Qualitätszielverordnungen (vgl. BMLFUW 2008A) gerecht wurde und mindestens 12 Probenahmen pro Jahr vorhanden waren, wurden die jährlichen Beobachtungszyklen als Messreihen definiert und ausgewertet. Somit konnten einerseits Veränderungen über die Jahre hinweg erkannt werden, andererseits erfolgte die Bewertung somit analog zur Vorgehensweise bei der Auswertung der Befischungsdaten.

Anders als beim Qualitätselement „Fische“, liegen für die Bestimmung des „chemisch-physikalischen“ Zustandes eines Gewässers zwar Endfassungen der zur Bewertung heranzuziehenden Leitfäden vor, für eine direkte Bewertung steht allerdings bis dato keine Anwendung zur Verfügung. Die technische Umsetzung der Bewertungsmethodik ist vom Anwender selbst durchzuführen.

Da eine direkte Auswertung in der Umweltdatenbank des Amtes der Kärntner Landesregierung nicht vorgesehen ist und sich der Versuch der Implementierung eines Auswertungsprozederes als nicht funktionstüchtig herausgestellt hat, erfolgte die chemisch-physikalische Bewertung mit Hilfe einer Microsoft Excel Vorlage, die entsprechend der Struktur der Umweltdatenbank entworfen wurde.

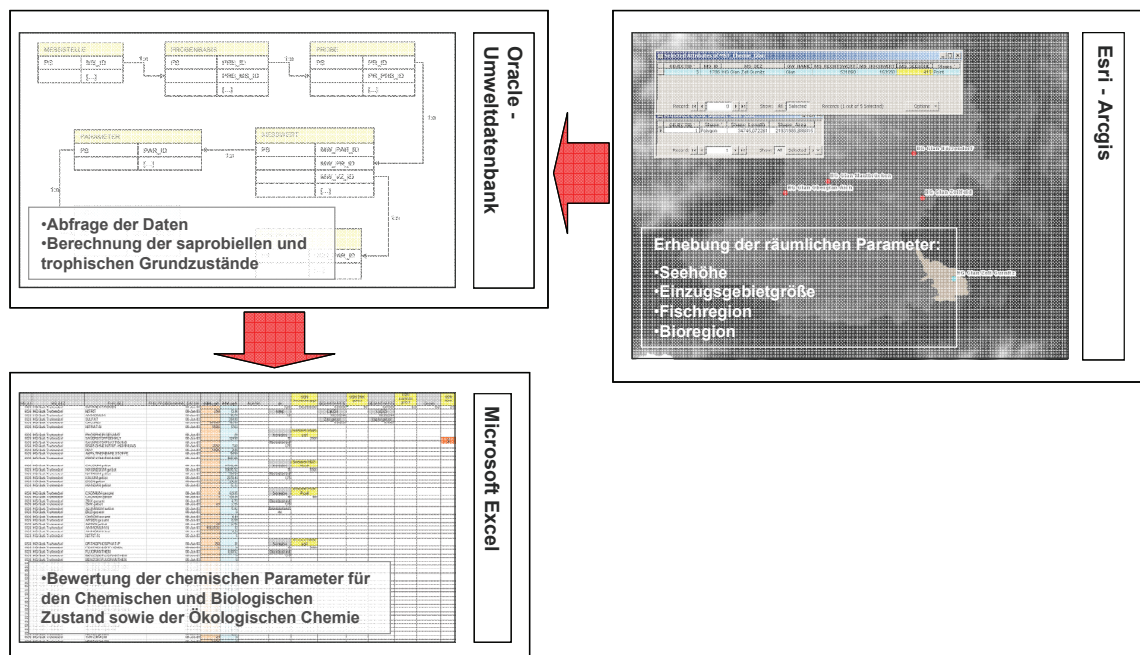


Abb. 15: Ablauf des Bewertungsprozesses der chemisch-physikalischen Parameter

Dem Bewertungsprozess ist die Erhebung der benötigten räumlichen Daten aus Abb. 13 vorausgegangen. Für die Ermittlung von Höhenlage und Einzugsgebietgröße wurde das Digitale Höhenmodell Kärntens mit einer Genauigkeit von 10 Meter herangezogen. Die Bio- bzw. Fischregionszugehörigkeit wurde mittels digitalen Kartenmaterials des Bundesministeriums bzw. des Land Kärntens erhoben.

Verschneidung des Gewässerumlandes

Neben der Auswertung der chemisch-physikalischen Parameter aus dem Messstellennetz wurden auch Vergleiche mit dem Umland beider Gewässer vorgenommen. Dies erschien insofern von Bedeutung, da diffuse Einträge entlang des gesamten Gewässernetzes erfolgen und durch die räumlich und zeitlich punktuelle Natur der Messstellenuntersuchungen nicht immer bei den chemisch-physikalischen Analysen widergespiegelt werden.

Besonderer Fokus wurde auf den Nutzungsaspekt des Umlandes gelegt. Hierzu wurden Daten des Corine Landcover (CLC) EU-Projektes aus dem Jahr 2000 herangezogen. Hierbei handelt es sich um digitale Flächenausweisungen der Landnutzung, basierend auf Erdaufnahmen der Satelliten SPOT4 und IRS 1C-LISS (vgl. ÖSTERREICHISCHES UMWELTBUNDESAMT 2008A).

In diesem Bereich kamen vermehrt Anwendungen aus dem Bereich der Geographischen Informationssysteme zum Einsatz, insbesondere die Applikation „ArcGIS Desktop (Version 9.2)“ der Firma Environmental Systems Research Institute (ESRI). Da die Ausbaustufe ArcInfo zu Verfügung stand, konnte zudem auf die Funktionalitäten verschiedener Desktop-Erweiterungen der ESRI Produktserie, wie u. a. der „Spatial Analyst“, aber auch die Ergänzung „ArcHydro“ und das Add-on „ET GeoTools“ der Firma „ET SpatialTechniques“ genutzt werden.

Um die genaueren Auswirkungen des Umlandes auf einen Gewässerabschnitt abschätzen zu können, sollte nur das Gebiet untersucht werden, dass auch tatsächlich in direkter Beziehung mit dem Abschnitt steht. Im Fall von diffusen stofflichen Einträgen, zum Beispiel, sollte der Fokus auf das Umland im Einzugsgebiet gesetzt werden. Ähnliches kann generell auch für punktuelle Einträge angenommen werden, wobei bei durch anthropogene Aktivitäten auch Ausnahmen vorkommen können (Abwasserreinigungsanlagen auch außerhalb des Einzugsgebietes können durch Pumpbetrieb in den Gewässerabschnitt entwässern).

Zunächst wurden somit die Einzugsgebiete der zu untersuchenden Gewässerabschnitte ermittelt. Hierzu wurden hauptsächlich zwei digitale Datenquellen herangezogen:

- a) ein Polygon-Layer mit den Basiseinzugsgebieten der Kärntner Gewässer
- b) ein Polyline-Layer der Kärntner Gewässer
- c) das digitale Höhenmodell des Landes Kärnten mit einer Genauigkeit von 10 m
- d) die Österreichische Karte 1:200.000 (ÖK200)

Mit Hilfe des Kärntner Gewässernetzes konnten die Basiseinzugsgebiete flussauf des untersuchten Abschnittes selektiert werden. Hierbei kam das ArcGIS Tool „Utility Network Analyst“ zum Einsatz, mit dem zunächst die Gewässer flussauf bestimmt wurden (Trace task „Trace Upstream“). Die resultierenden Segmente wurden des Weiteren mittels räumlicher Auswahl (Select by location) mit den überschneidenden Basiseinzugsgebieten kombiniert. Eine Ausnahme zu dieser Vorgehensweise stellt das Gewässer Olsa samt ihrer Zubringer dar. Da sie außerhalb der Kärntner Landesgrenze entspringt bzw. verläuft und für diesen Bereich weder ein Höhenmodell noch ein detailliertes vektorielles Gewässernetz vorlagen, wurde die Auswahl der Basiseinzugsgebiete anhand der ÖK200 Karte vollzogen.

Lag ein Gewässerabschnitt innerhalb eines Basiseinzugsgebietes, wurde zur Bestimmung des genaueren (Teil-) Einzugsgebietes das digitale Höhenmodell herangezogen. Die Anwendung „ArcHydro“ ermöglichte, ausgehend vom Geländemodell und nach einer Serie von Berechnungsschritten (Abb. 17), das (Teil-) Einzugsgebiet flussauf eines vom User definierten Punktes wiederzugeben.

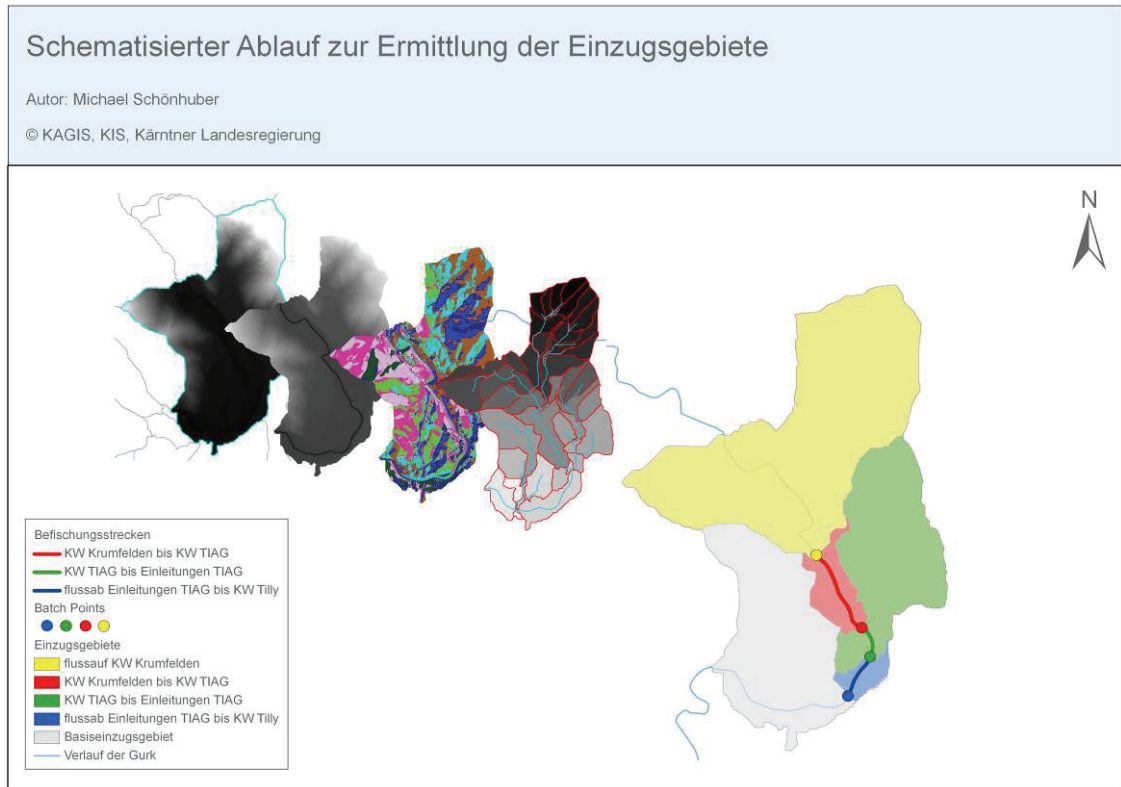


Abb. 16: Schematisierter Ablauf zur Ermittlung der Einzugsgebiete

Letztendlich konnte, unter Kombination der beiden Arbeitsschritte, das genaue Gebiet ausgemacht werden, dass auf eventuelle (Mit-) Ursachen für einen veränderten Zustand des Gewässerabschnittes untersucht werden sollte.

Eine alternative Methode wäre die direkte Ableitung des gesamten Einzugsgebietes im ArchHydro gewesen. Dieser Weg wurde auf Grund der hohen, zu berechnenden Datenmengen aus Zeitgründen nicht beschränkt, da der eingeschlagene Weg ebenso effektiv erschien und unter geringerem Zeitaufwand durchgeführt werden konnte.

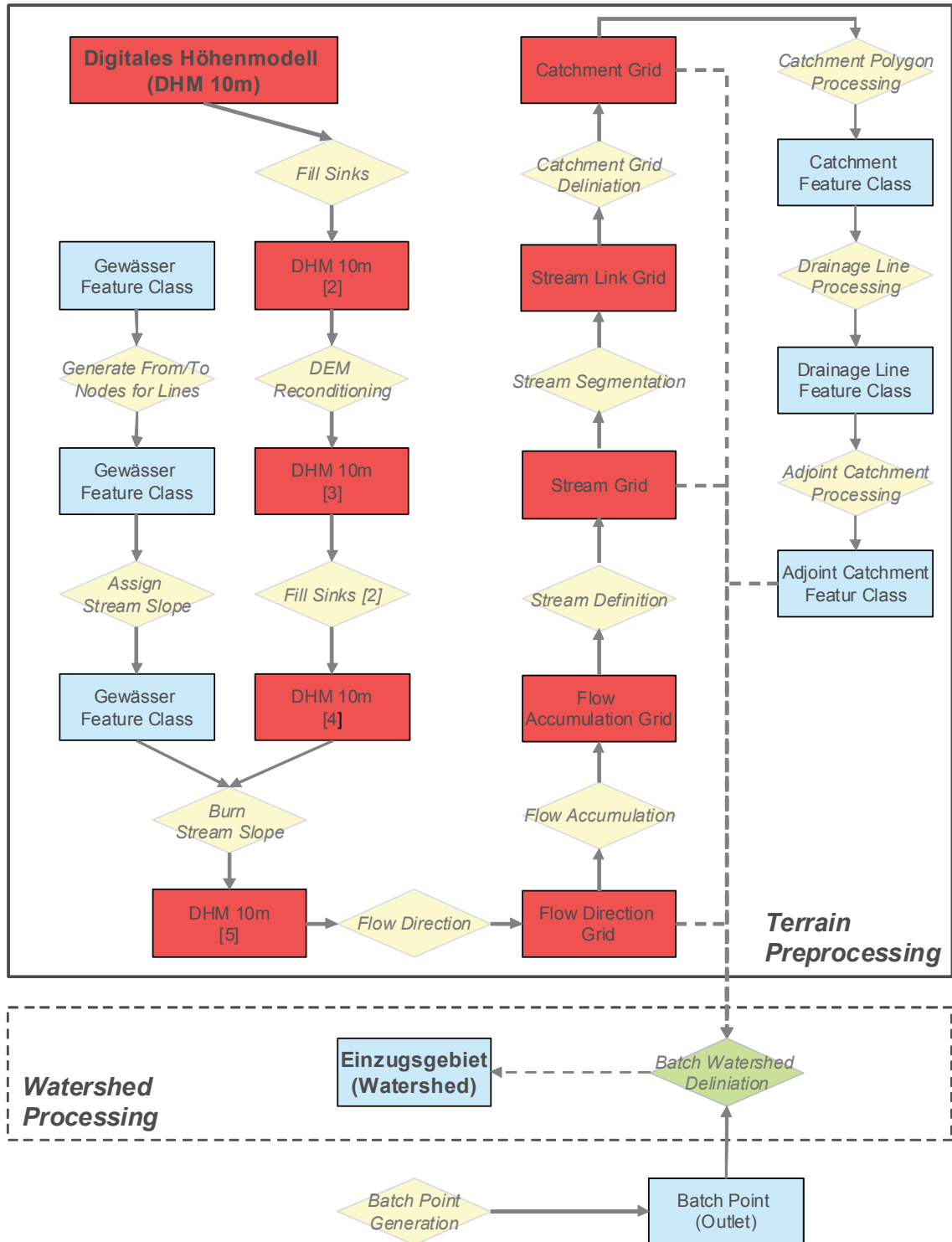


Abb. 17: detaillierter ArcHydro Workflow (vgl. DJOKIC 2007)

Eine Verschneidung mit den Landschaftsnutzflächen war nicht nur von Interesse, um die Verteilung der anthropogenen Aktivitäten im gesamten Einzugsgebiet ausweisen zu können, ein ausdrückliches Interesse lag vor allem auf dem Zustand des Uferbegleitsaumes der untersuchten Gewässer. Als

Uferbegleitsaum wird das Gehölz, sowohl Baum- als auch Buschbestände, identifiziert, das ein Gewässer entlang der Fließrichtung begleitet und dieses mit dem Umland verbindet. Der Uferbegleitsaum eines Gewässers spielt nicht nur eine wichtige Rolle in der Nahrungskette und als Lebensraum vieler Organismen, sondern ist auch direkt in den Selbstreinigungsprozessen eines Fließgewässers verwickelt. Als Verbindungsgebiet reguliert der Uferbegleitstreifen beispielsweise den mineralischen und stofflichen Eintrag vom Umland in das Gewässer. Dabei tritt sowohl die mechanische als auch die biologische Pufferfunktion des Vegetationsgürtels in Erscheinung, da einerseits der verminderte Eintrag mineralischer Partikel eine geringere Trübheit des Gewässers zur Folge hat, andererseits Phosphor- und Stickstoffhaushalt positiv beeinträchtigt werden können. Durch Abbauprozesse, die in diesem Lebensraum stattfinden, kann sowohl eine Eutrophisierung, als auch die Zufuhr gefährlicher Stoffe verhindert werden (vgl. SILIGARDI et al. 2007).

SILIGARDI nimmt an, dass eine Breite des Uferbegleitsaumes von zumindest 30 m gegeben sein muss, damit die mechanische und biochemische Funktionalität in vollem Umfang gewährleistet werden kann.

Der *River Functionality Index* (RFI oder IFF) wurde in Anlehnung an die WRRL entworfen und mit gutem Erfolg an den italienischen Fließgewässern angewendet. Hat in Italien der Uferbegleitsaum einen wichtigen Stellenwert in der Bewertung von Flüssen und Bächen, spielt er in Österreich eine weniger bedeutende Rolle. Zwar wird bei der Erhebung der hydromorphologischen Eigenschaften eines Gewässers zwischen „beidseitig natürlichem bzw. standortgerechtem Uferbegleitsaum“ und „beidseitig zumindest schmalen Uferbegleitsaum“ (oder schlechter) (BMLFUW 2007) unterschieden, genauere Breitenangaben wurden im Leitfaden allerdings nicht angeführt.

Besonderes Augenmerk wurde somit auf diese Pufferzone im direkten Kontakt mit den Gewässerabschnitten gelegt, in dem man die detaillierten Angaben der Methodik des RFI berücksichtigte. Durch die kartographische Verschneidung der Vegetation der Einzugsgebiete mit den beidseitig je 30 m breiten Flächen erhoffte man sich Erkenntnisse über den IST-Zustand des Uferbegleitsaumes und eventuelle Auswirkungen auf das Gewässer feststellen zu können.

Neben den Corine Landcover 2000 Daten, liegen für Kärnten genauere digitale Vegetationsaufnahmen vor, basierend auf den Erhebungen von HARTL et al. 2001. Zur Erstellung der Vegetationskartierung wurden persönliche Biotopkartierungen bzw. Florenatlanten der Autoren sowie Satellitenaufnahmen Kärntens herangezogen und durch Anpassungen zu einer Vegetationskarte im Maßstab 1:50.000 zusammengefügt. Die Unterschiede in der Detailtreue der beiden Ausweisungen sind in Abb. 18 dargestellt.

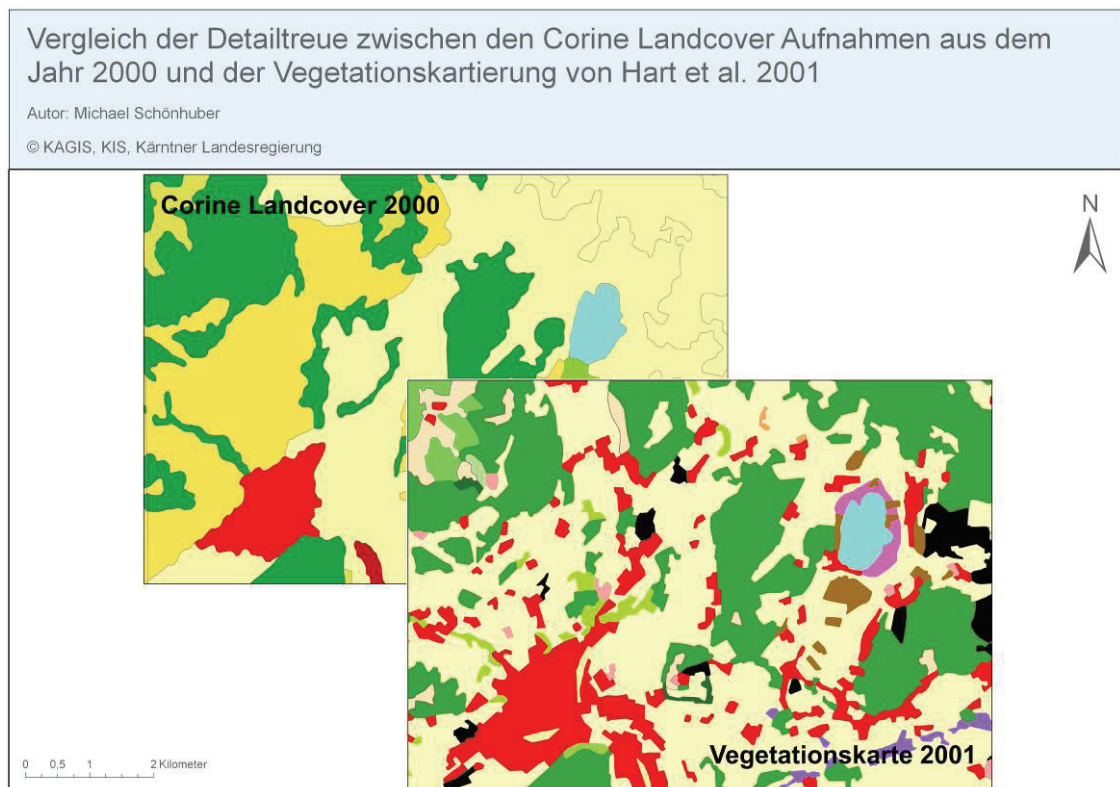


Abb. 18: Vergleich der Detailtreue zwischen den beiden Datensätzen

Da es sich bei den zu untersuchenden Pufferzone räumlich um Flächen mit beschränktem Ausmaß handelt, entschied man, die detaillierteren Vegetationsaufnahmen aus dem Jahre 2001 heranzuziehen.

Kartographisch wurden die als Pufferzonen funktionierenden Flächen im ArcGIS ausgewiesen, indem den Gewässerbreiten beidseitig ein 30 m breiter Buffer hinzugefügt wurde. Die Gewässerbreite selbst wurde für die Glan mit 10 m, für die Gurk mit 20 m festgelegt. Stichprobenerhebungen mittels Orthophoto haben diese Durchschnittsbreiten, zumindest für die untersuchten Abschnitte, als akzeptable Werte bestätigt. Lediglich der Unterlauf der Gurk, der auch in der Vegetationskartierung als solcher definiert ist, wurde in der ausgewiesenen Breite belassen.

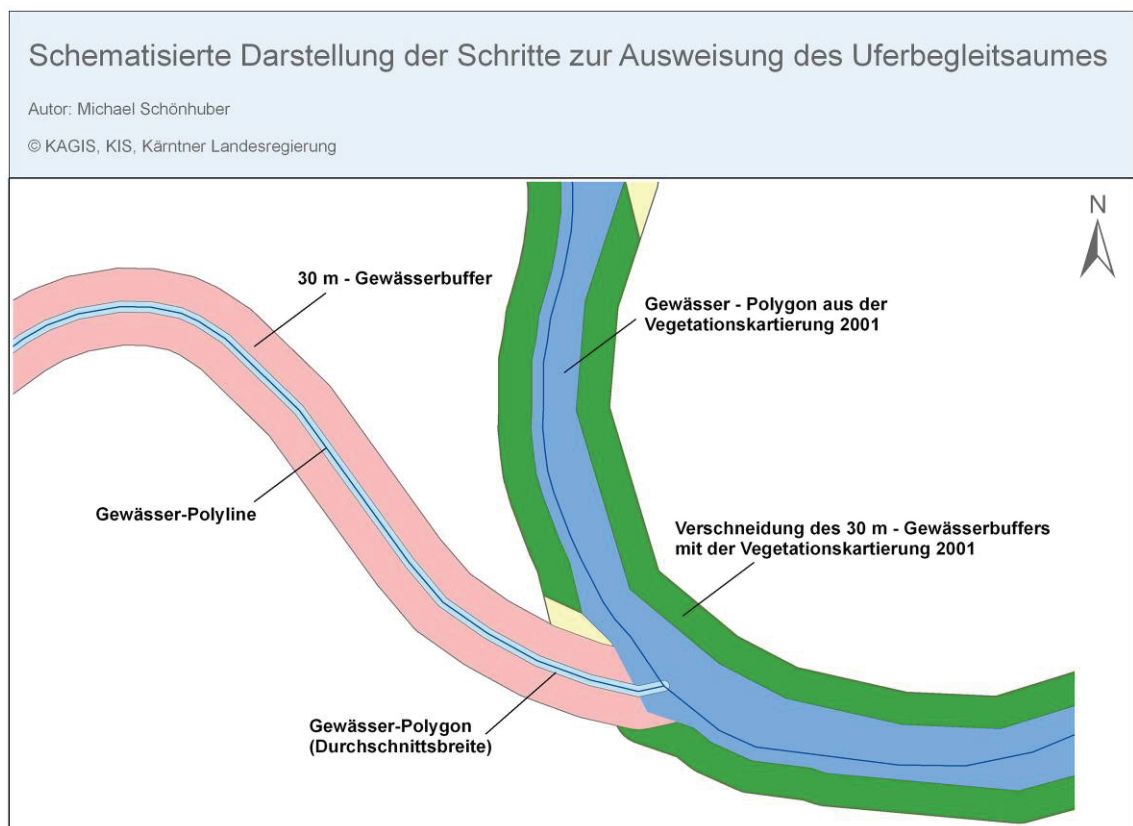


Abb. 19: Schematisierte Darstellung der Schritte zur Ausweisung des Uferbegleitsaumes

Die so dargestellten Pufferzonen wurden letztendlich mit den Vegetationskartierungen verschritten.

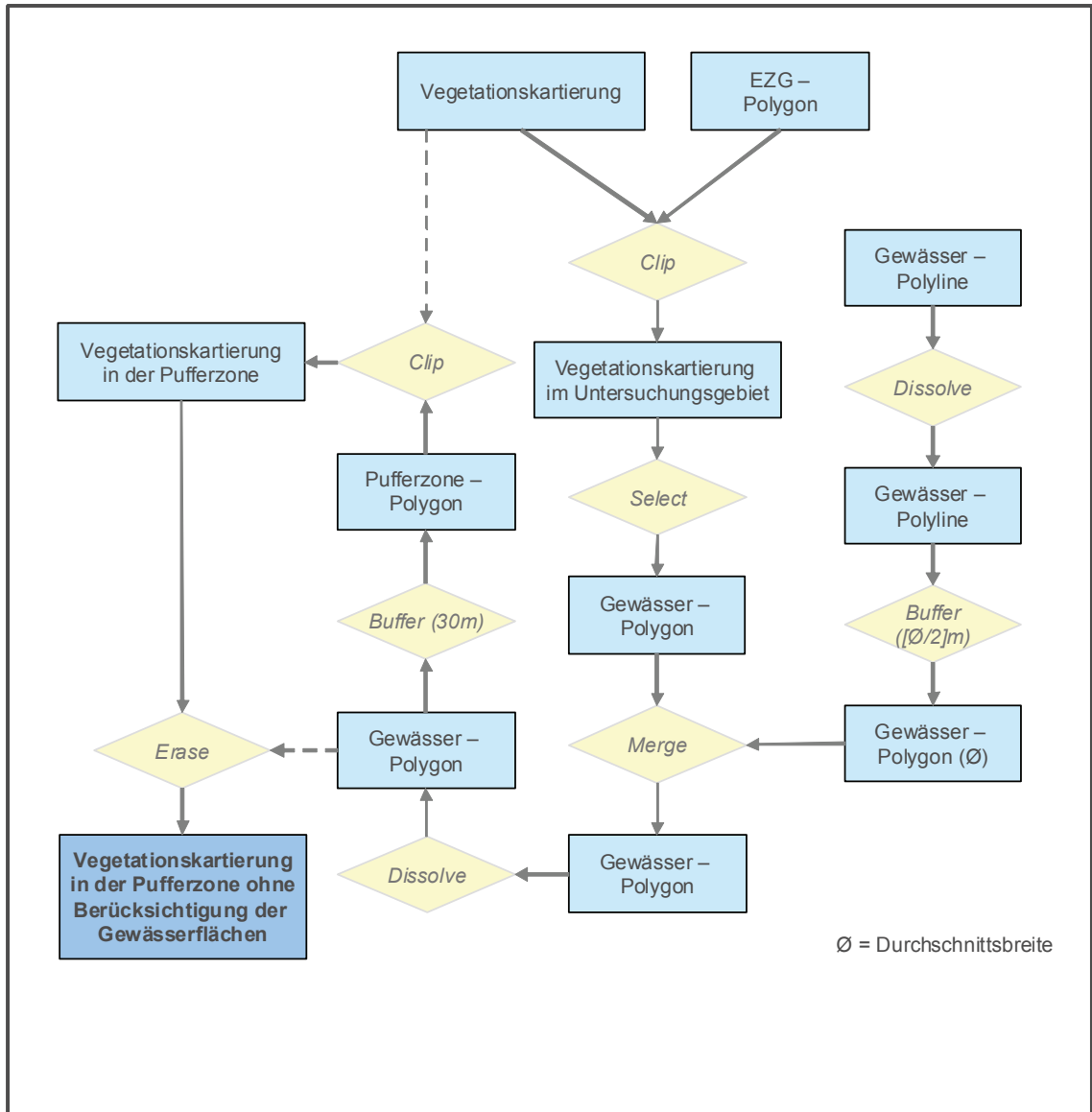


Abb. 20: Workflow zur Ausweisung des Uferbegleitsaumes

Neben den Landnutzungsdaten zur Ausweisung diffuser Einträge ins Gewässernetz, erfolgten zudem Verschneidungen der Einzugsgebiete mit räumlich ausgewiesenen Hintergrunddaten betreffend punktuelle Belastungen. Hierbei lag das Augenmerk einerseits auf kommunalen Belastungen (Abwasserreinigungsanlagen) andererseits auf Verunreinigungen industrieller Herkunft, für die keine Aufbereitung in Kläranlagen vorgesehen war. Damit waren insbesondere nicht sanierte Altlasten und Deponien gemeint, von denen nicht nur eine Gefährdung für das Grundwasser ausgeht, sondern die auch eine direkte Gefahr für die Oberflächengewässer darstellen.

Hydromorphologie

Der hydromorphologische Zustand eines Gewässers bzw. eines Gewässerabschnittes wird durch abiotische Komponenten charakterisiert und beschreibt den Abweichungsgrad von einem natürlichen Gewässer. Einerseits werden hydrologische Parameter, wie das Vorkommen von Rest- oder Schwallwasserstrecken, herangezogen, die aus der anthropogenen Nutzung der Gewässer hervorgehen und einen direkten Eingriff auf den Wasserhaushalt darstellen.

Andererseits werden die morphologischen Aspekte eines Gewässers bewertet. Hierbei werden hauptsächlich die Strukturen des Gewässerbettes berücksichtigt, der Uferbegleitsaum spielt nur in unmittelbarer Ufernähe eine Rolle.

Ebenso fließen auch punktuelle Kontinuumsunterbrechungen, wie zum Beispiel Hochwasserschutzmaßnahmen in Form von Querbauwerken, in die Bewertung des hydromorphologischen Zustandes.

Da noch keine offiziellen Bewertungen der Gewässer Glan und Gurk vorliegen, wurden in dieser Arbeit die Ergebnisse der hydromorphologischen Risikoausweisung aus dem Jahre 2004 herangezogen.

Die hydromorphologische Risikoausweisung erfolgte mit der Einteilung von Gewässerabschnitten in drei Klassen:

- Kein Risiko, wenn man sich auf Basis der Vorerhebungen sicher war, dass aus hydromorphologischer Sicht keine Zielverfehlung zu erwarten ist und ein zumindest guter Zustand vermutet wurde.
- Mögliches Risiko, wenn eine Zielverfehlung in Betracht gezogen werden musste, auf Grund der Daten aber keine genaueren Aussagen gemacht werden konnten.
- Sicheres Risiko, wenn anhand der vorliegenden Daten mit einer sicheren Verfehlung des zumindest guten Zustandes gerechnet werden musste.

Die Risikoausweisung gilt als Basis für die Zustandsbewertung, die sich zurzeit noch in Durchführung befindet.

Ergebnisse

Biologische Qualitätselemente

Qualitätselement „Fische“

Die Bewertungen nach WRRL dieser Abschnitte, unter Berücksichtigung der Populationsstruktur der Fischarten, den gewichteten Biomassen und Abundanzen sowie den Fisch- bzw. Bioregionen, ergaben die in Tab. 7 dargestellten Ergebnisse.

Tab. 7: Fischökologischer Zustand der bewerteten Abschnitte

Gewässer	Strecke	Jahr	Fischökologischer Zustand unter Berücksichtigung der k.o.-Kriterien
Gurk	KW St. Magdalen bis KW Pöckstein	2002	2,39
Gurk	KW St. Magdalen bis KW Pöckstein	2003	2,48
Gurk	KW St. Magdalen bis KW Pöckstein	2004	2,06
Gurk	KW St. Magdalen bis KW Pöckstein	2006	2,22
Gurk	KW Krumfelden bis KW TIAG	2002	3,84
Gurk	KW Krumfelden bis KW TIAG	2003	4,09
Gurk	KW Krumfelden bis KW TIAG	2004	5,00
Gurk	KW Krumfelden bis KW TIAG	2006	4,09
Gurk	KW TIAG bis Einleitungen TIAG	2002	5,00
Gurk	KW TIAG bis Einleitungen TIAG	2004	5,00
Gurk	KW TIAG bis Einleitungen TIAG	2006	5,00
Gurk	flussab Einleitungen TIAG bis KW Tilly	2002	5,00
Gurk	flussab Einleitungen TIAG bis KW Tilly	2003	5,00
Gurk	flussab Einleitungen TIAG bis KW Tilly	2004	4,24
Gurk	flussab Einleitungen TIAG bis KW Tilly	2006	4,09
Gurk	KW Brugga bis KW Passering	2002	4,16
Gurk	KW Brugga bis KW Passering	2003	5,00
Gurk	KW Brugga bis KW Passering	2006	4,00
Gurk	KW Passering bis KW Pölling	2004	4,00
Gurk	KW Pölling bis KW Ternitz	2004	4,07
Gurk	KW Ternitz bis KW Brückl	2004	4,00
Gurk	KW Brückl bis KW Rain	2005	4,00
Gurk	Mdg. Glan bis Mdg. in die Drau	2001	2,07
Gurk	Mdg. Glan bis Mdg. in die Drau	2007	1,99
Glan	von Mdg. Wimitz bis Mdg. Glanfurt	2003	1,75
Glan	von Mdg. Glanfurt bis Mdg. in die Gurk	2003	2,90
Glan	von Mdg. Glanfurt bis Mdg. in die Gurk	2007	2,07

Die aktuelle Situation in Hinsicht auf den fischökologischen Zustand wird generell durch den jüngsten Datensatz definiert (Abb. 21).

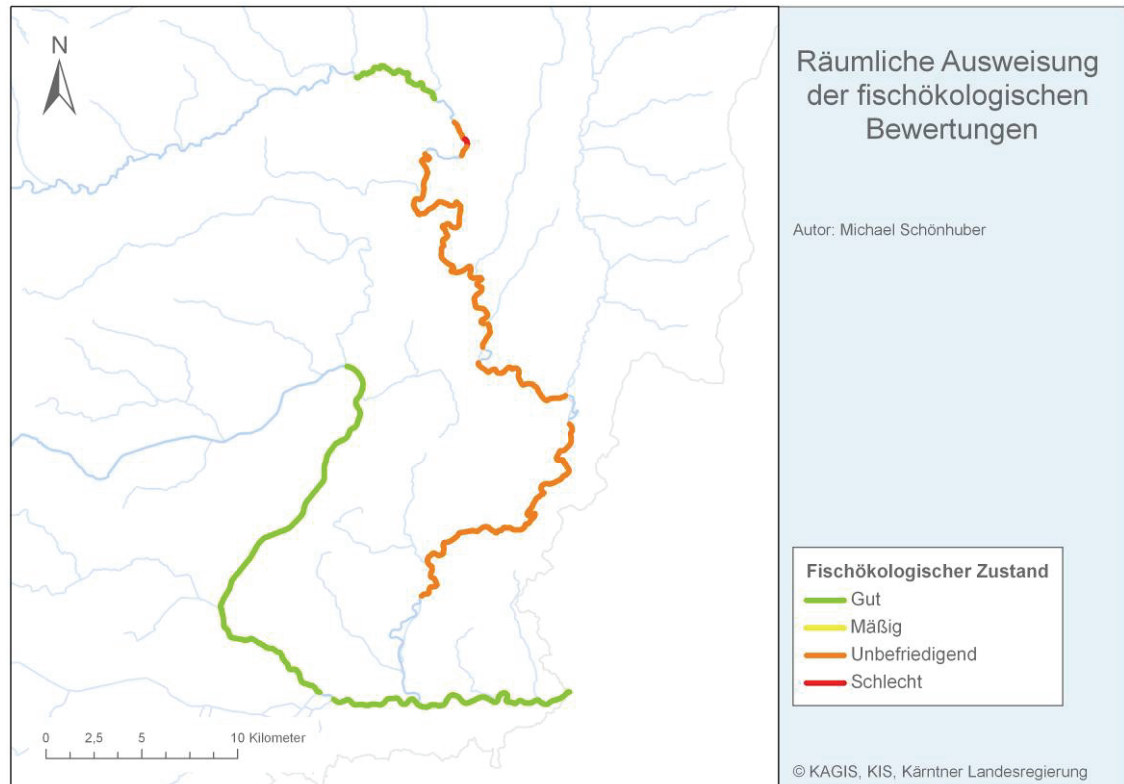


Abb. 21: Räumliche Ausweisung der fischökologischen Bewertungen

Qualitätselemente „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“

Im Untersuchungsgebiet wurden im Rahmen der GZÜV im Jahre 2007 an drei Messstellen die Qualitätselemente „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“ erhoben. Zwei der Messstellen lagen an der Glan, eine weitere an der Gurk flussab der Glanmündung.

Die Ergebnisse der Bewertungen gemäß aktueller Leitfäden können Tab. 8 entnommen werden.

Tab. 8: Biologischer Zustand der drei Messstellen

Gewässer	Messstellenbezeichnung	Biologischer Zustand - Phytobenthos	Biologischer Zustand - Makrozoobenthos	Biologischer Zustand - Makrophyten
Glan	Zollfeld	mäßig	gut	sehr gut
Glan	Zell	gut	mäßig	sehr gut
Gurk	Truttendorf	gut	gut	gut

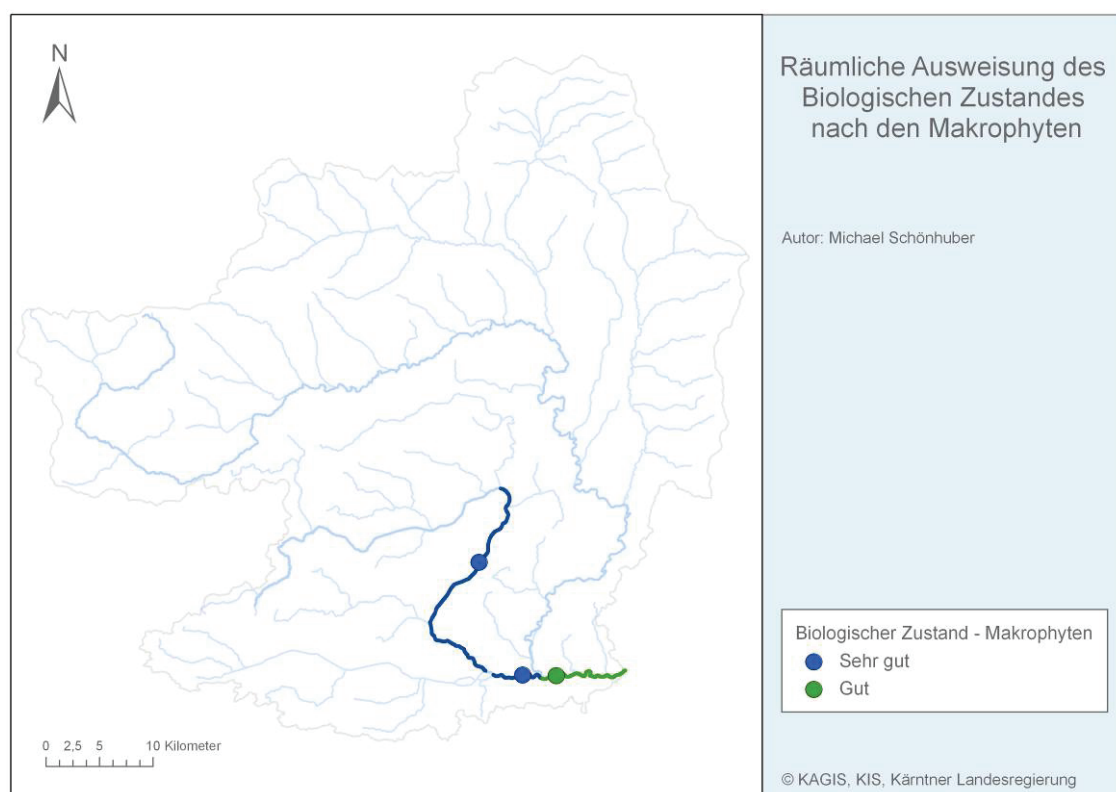


Abb. 22: Räumliche Ausweisung des Biologischen Zustandes nach den Makrophyten

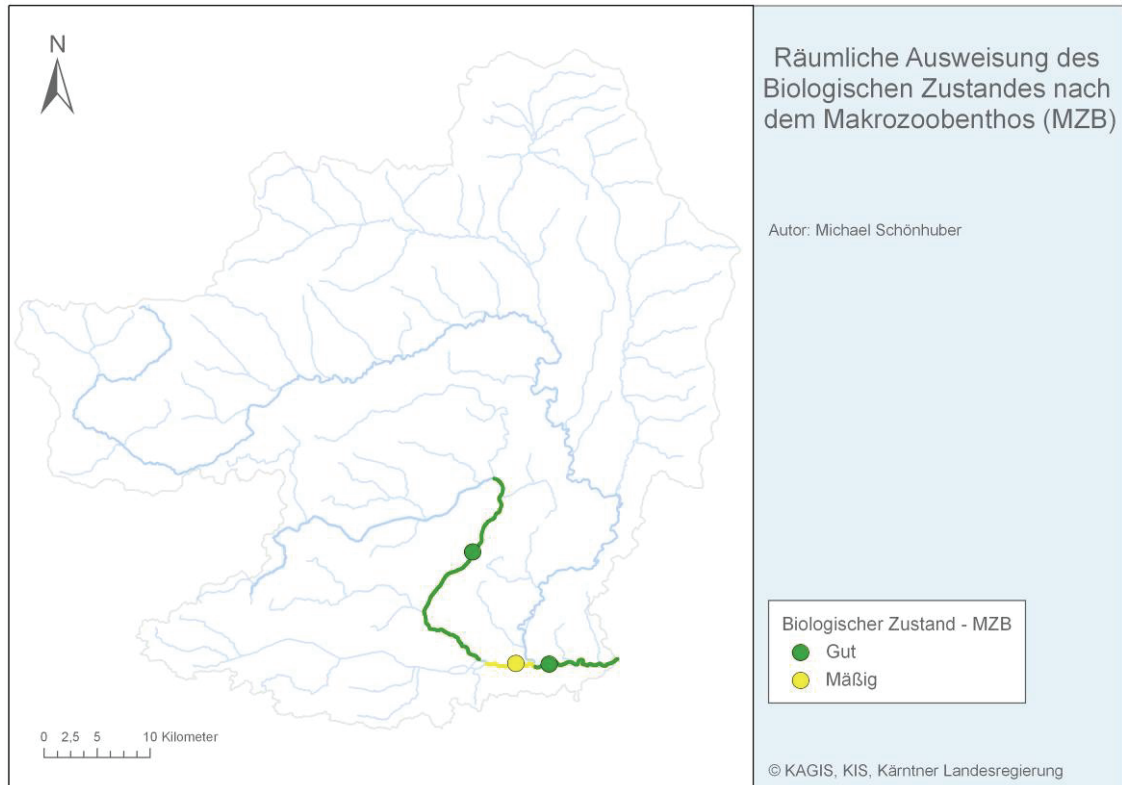


Abb. 23: Räumliche Ausweisung des Biologischen Zustandes nach dem Makrozoobenthos

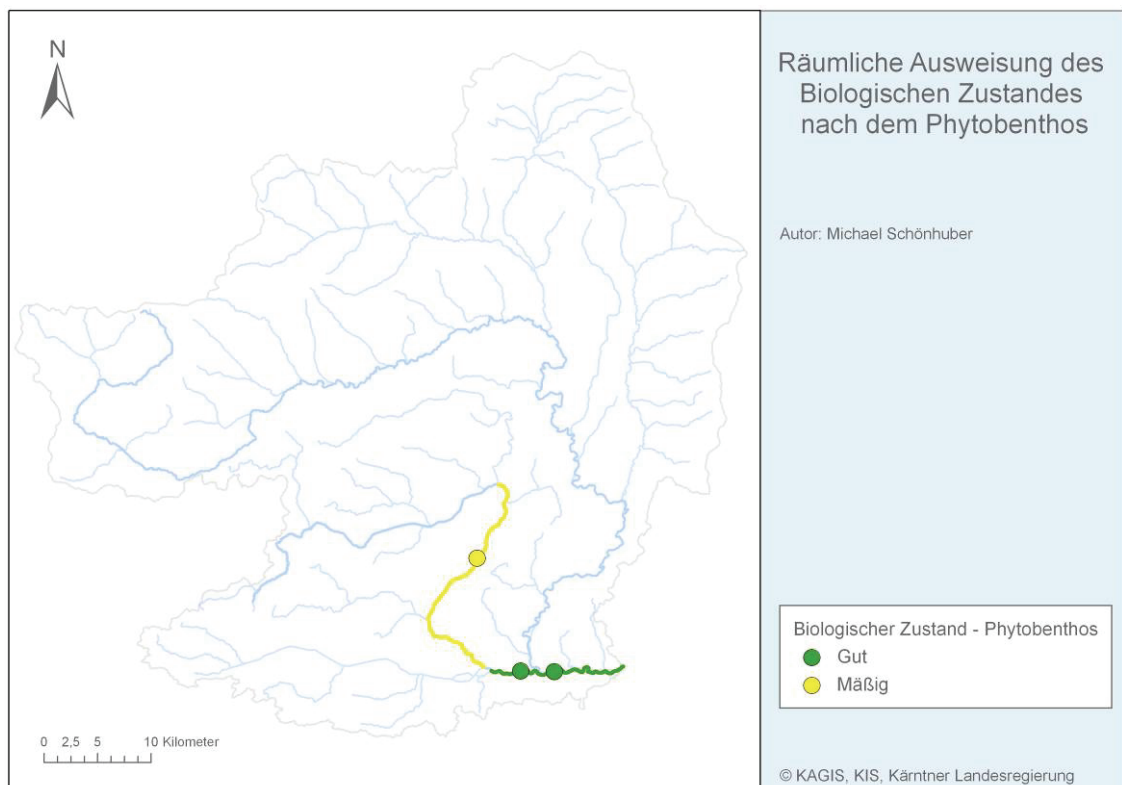


Abb. 24: Räumliche Ausweisung des Biologischen Zustandes nach dem Phytobenthos

Chemisch-physikalische Parameter

Die Bewertungen der chemisch-physikalischen Parameter erfolgte an 6 Messstellen für die Glan und 7 Messstellen für die Gurk. Für den Untersuchungszeitraum 2000 - 2007 wurden alle erhobenen Parameter herangezogen, nach WRRL konnten allerdings nur diejenigen bewertet werden, für die gemäß der QZVO Chemie und dem Leitfaden für die chemisch-physikalischen Parameter Umweltqualitätsnormen ausgewiesen waren. Da die chemisch-physikalischen Parameter, entsprechend dem Ermittlungsschema des Gesamtzustandes eines Gewässers in verschiedene Parametergruppen (gemeinschaftlich und national geregelte Schadstoffe, sowie allgemein chemisch-physikalische Parameter) aufgeteilt werden, wurde auch bei der Darstellung der Zeitreihen eine analoge Gruppierung vorgenommen. Von der kartographischen Ausweisung wurden einige Parameter (wie pH-Wert, Temperatur, gewisse gemeinschaftlich und national geregelten Schadstoffe) ausgenommen, da für diese im Verlauf der Jahre keine Zielverfehlungen bzw. keine Nachweise des Parameters im Gewässer festgestellt werden konnten.

Um die Messreihen der einzelnen Jahre in Bezug auf die vorliegenden Umweltqualitätsnormen (UQN) kartographisch darstellen zu können, wurde bei allen Parametern der Konzentrationsquotient des Beobachtungszeitraumes errechnet, wobei der Konzentrationsquotient sich aus dem „Verhältnis der gemessenen [mittleren „Anm. d. Verf.“] Konzentration eines Parameters und dem maßgeblichen Wert der Umweltqualitätsnorm (...)“ definiert (BMLFUW 2006).

Ist ein Konzentrationsquotient kleiner als „1“, gelten die vorgegebenen Grenzwerte als eingehalten. Überstreitet er dagegen den Wert „1“, liegt ein Zielverfehlung der Qualitätsnormen vor.

Bei der Visualisierung wurde der Wert „1“ als Vergleichswert den Zeitreihen in Form eines grauen Balkens hinzugefügt. Die farbigen Balken zeigen den Verlauf der Parameterkonzentrationen über die Jahre für den Zeitraum 2000 - 2007.

Die Darstellung der chemisch-physikalischen Parameterwerte mittels Konzentrationsquotienten wurde herangezogen, da sonst eine gleichzeitige kartographische Visualisierung von Zeitreihen im Vergleich zu den teilweise variierenden Grenzwerten in der Applikation ArcGis 9.3 nicht möglich gewesen wäre (Abb. 25).

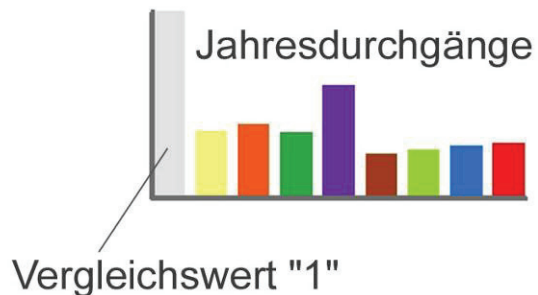


Abb. 25: Beispiel der Darstellung der Zeitreihen

Da die Messstellen der Gurk HG Grafenstein und HG Truttendorf eine räumlich fast identische Verortung aufweisen und in verschiedenen Zeiträumen untersucht wurden (HG Grafenstein bis 2003, HG Truttendorf 2003-2007), wurden die Auswertungen der beiden Probestellen zusammen gelegt und als eine einzige Messstelle, unter dem Namen „HG Truttendorf“, angezeigt.

Gemeinschaftlich geregelte Schadstoffe

Blei gelöst

Der Schadstoff „Blei gelöst“ ist in den untersuchten Gewässern nur in geringsten Konzentrationen enthalten, wobei diese meistens unter den analytischen Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenzen liegen.

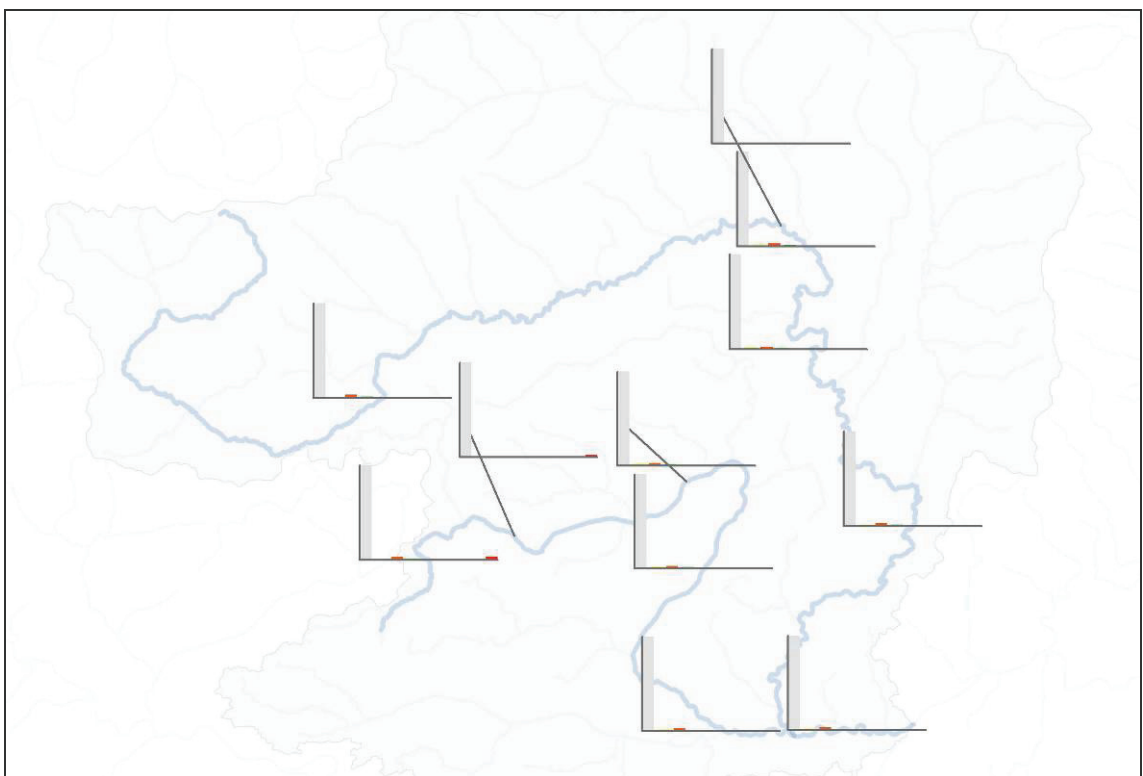


Abb. 26: Werte des Parameters „Blei gelöst“ im Zeitraum 2000 - 2007

Cadmium gesamt

Ähnlich wie beim Parameter „Blei gelöst“ können beim Schadstoff „Cadmium gesamt“ kaum nennenswerte Werte im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden.

Auch hier liegen die Konzentrationen meist unter den analytisch bedingten Bestimmungsmöglichkeiten.



Abb. 27: Werte des Parameters „Cadmium gesamt“ im Zeitraum 2000 - 2007

Hexachlorbutadien

Messungen des gemeinschaftlich geregelten Schadstoffes „Hexachlorbutadien“ erfolgten im untersuchten Zeitraum lediglich an der Messstelle HG Truttendorf in den Jahren 2003 und 2007, sowie 2007 an der Messstelle HG Reisdorf. Während an der Gurk bei Truttendorf die Jahresmittelwerte in beiden Durchgängen erhöhte, aber noch unter den vorgesehenen Grenzwerten liegende, Werte aufwiesen, konnten an der Messstelle flussauf deutliche Überschreitungen festgestellt werden.

Tab. 9: Messwerte des Parameters „Hexachlorbutadien“ an der Messstelle HG Reisdorf im Jahr 2007

Datum	MW µg/l	UQN µg/l
08.01.07	0,34	0,1
05.02.07	0,36	0,1
05.03.07	0,22	0,1
02.04.07	0,15	0,1
02.05.07	0,33	0,1
04.06.07	0,23	0,1
02.07.07	0,14	0,1
30.07.07	0,11	0,1
03.09.07	0,15	0,1
01.10.07	0,15	0,1
05.11.07	0,29	0,1
03.12.07	0,31	0,1
Mittelwert	0,23	

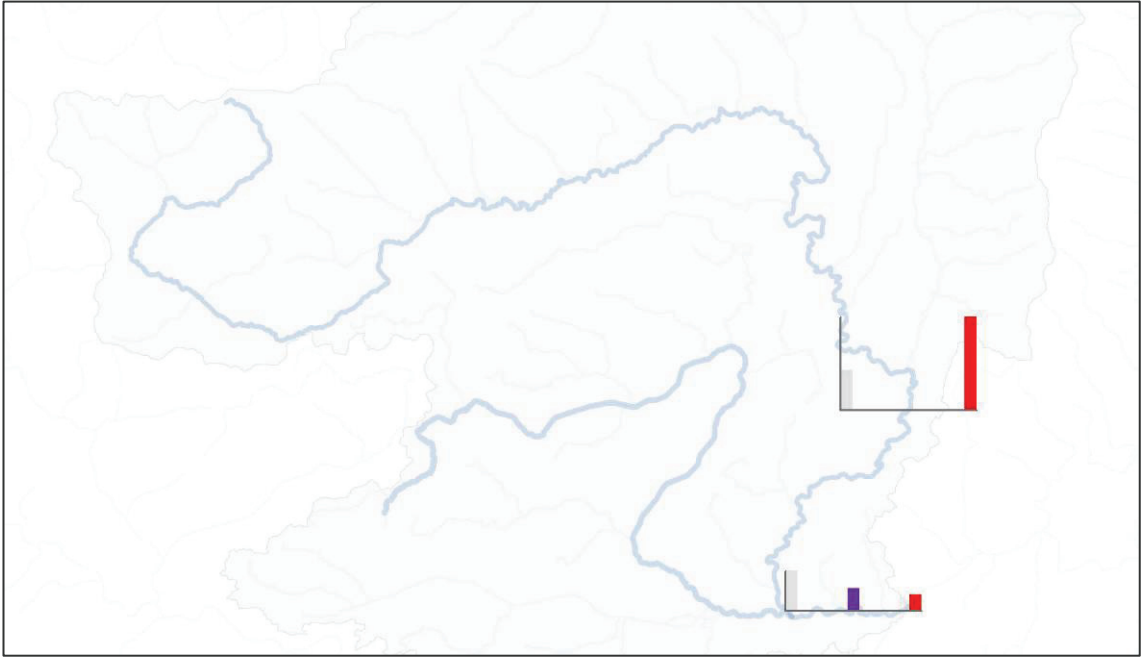


Abb. 28: Werte des Parameters „Hexachlorbutadien“ im Zeitraum 2000 - 2007

Quecksilber gesamt

Der Parameter „Quecksilber gesamt“ weist an den Messstellen von Gurk und Glan über den untersuchten Zeitraum keine erhöhten Werte auf. Die Messwerte liegen tendenziell an bzw. unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen.



Abb. 29: Werte des Parameters „Quecksilber gesamt“ im Zeitraum 2000 - 2007

National geregelte Schadstoffe

Ammonium-Stickstoff (Ammonium-N)

Die Werte des Schadstoffes „Ammonium-N“ liegen im Untersuchungsgebiet größtenteils auf niedrigem Niveau; allerdings sind an je einer Messstelle an der Glan und an der Gurk deutlich erhöhte Konzentrationsquotienten festzustellen. An der Glan bei Mautbrücken sind diese in den Jahren 2004 und 2005 zu beobachten, bedingt durch deutliche Grenzwertüberschreitungen in den Wintermonaten.

An der Messstelle HG Möbling sind erhöhte Werte dagegen in den Jahren 2001 und 2002 zu erkennen, wobei stark schwankende Werte während des ganzen Jahres zu erkennen sind.

Tab. 10: Messwerte des Parameters „Ammonium-N“ an der Mst. HG Mautbrücken im Jahr 2005

Datum	MW µg/l	UQN µg/l	MW/UQN
11.01.05	880	448	1,96
10.02.05	1770	448	3,95
10.03.05	1620	448	3,61
05.04.05	3	448	0,01
03.05.05	169	448	0,38
09.06.05	10	608	0,02
05.07.05	25	524	0,05
02.08.05	9	508	0,02
06.09.05	7	524	0,01
04.10.05	5	608	0,01
09.11.05	8	524	0,02
12.12.05	13	524	0,02
			0,84

Tab. 11: Messwerte des Parameters „Ammonium-N“ an der Mst. HG Möbling im Jahr 2002

Datum	MW µg/l	UQN µg/l	MW/UQN
08.01.02	289	222	1,30
05.02.02	231	307	0,75
05.03.02	1040	363	2,87
09.04.02	39	287	0,14
06.05.02	110	226	0,49
04.06.02	114	434	0,26
02.07.02	370	213	1,73
06.08.02	134	608	0,22
03.09.02	44	699	0,06
08.10.02	14	394	0,04
07.11.02	105	448	0,23
10.12.02	33	448	0,07
			0,68

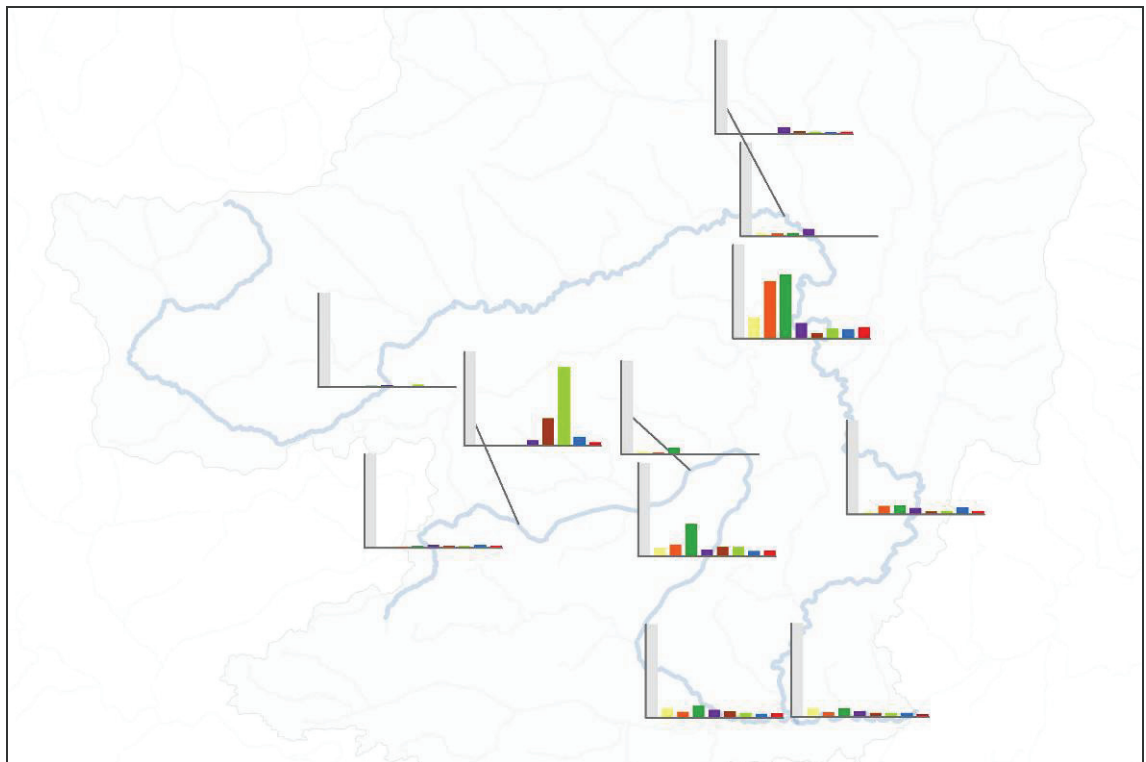


Abb. 30: Werte des Parameters „Ammonium-N“ im Zeitraum 2000 - 2007

Chrom gelöst

Der Parameter „Chrom gelöst“ liegt im Untersuchungsgebiet bei Konzentrationen um bzw. unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze. Lediglich an der Gurk ab der Messstelle HG Mölbling liegen leicht erhöhte Werte vor.

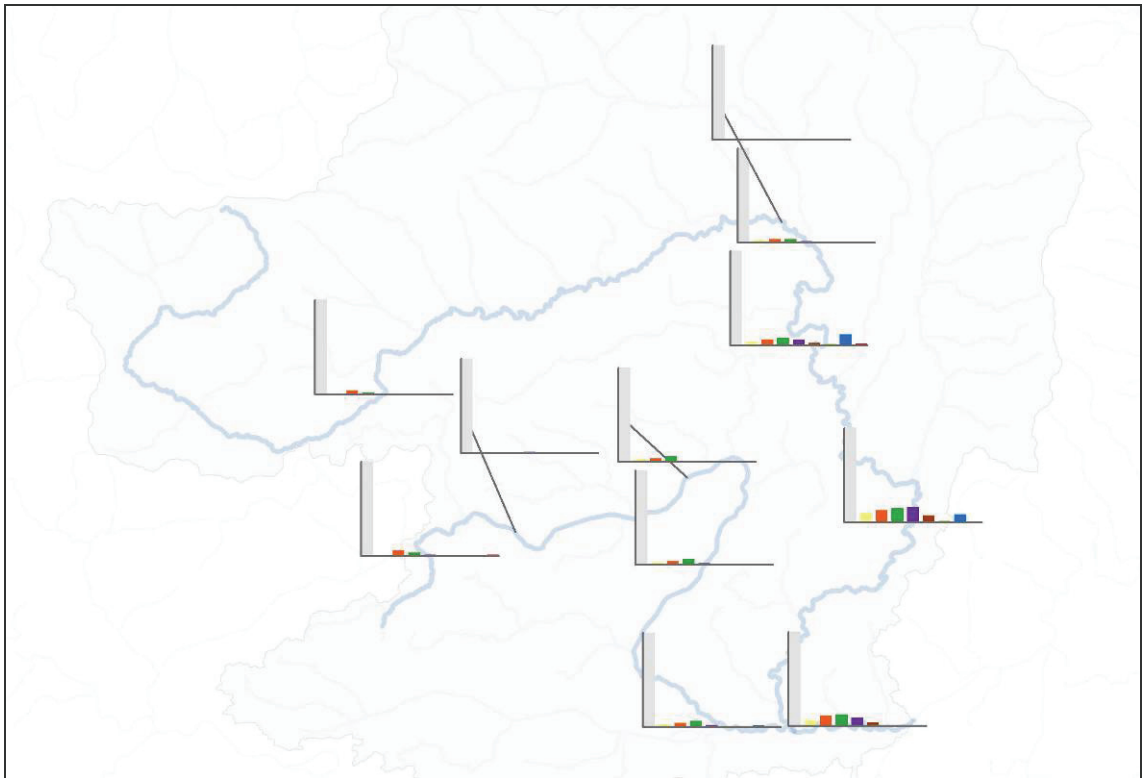


Abb. 31: Werte des Parameters „Chrom gelöst“ im Zeitraum 2000 - 2007

Kupfer gelöst

In der untersuchten Zeitspanne bewegen sich die Konzentrationsquotienten des Parameters „Kupfer gelöst“ an allen Messstellen auf einem Niveau, das aus Konzentrationen um bzw. unter der analytischen Bestimmungsgrenze liegt.

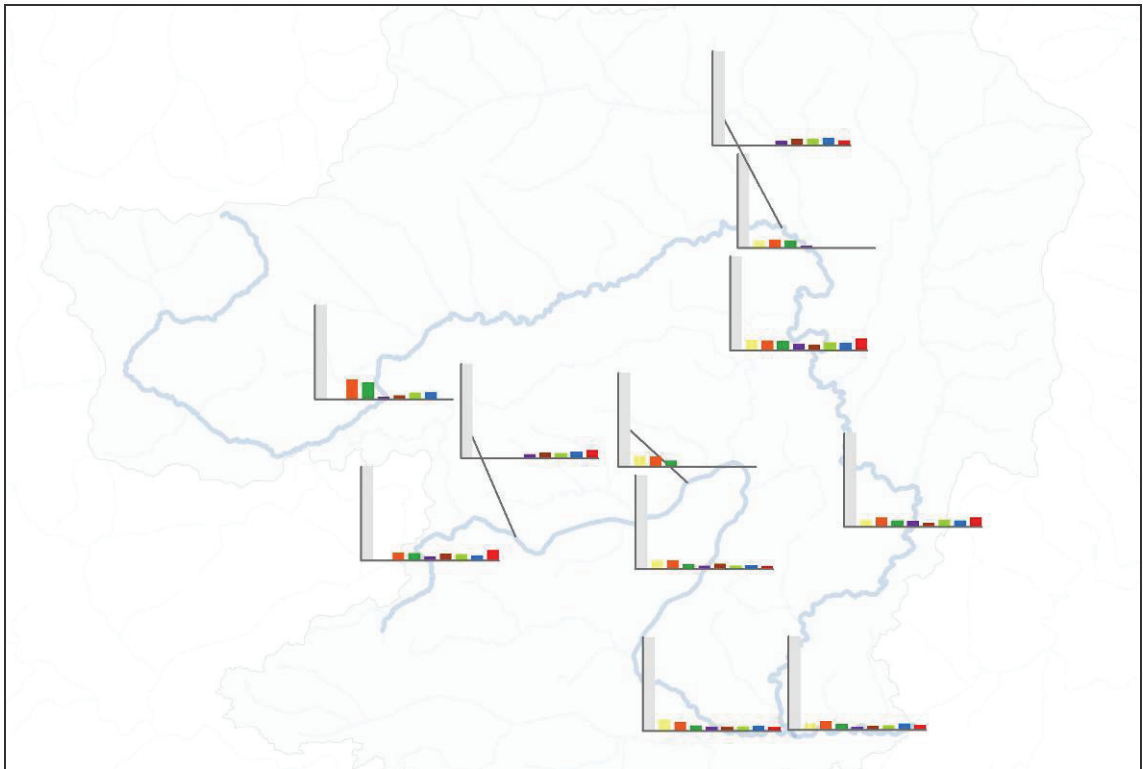


Abb. 32: Werte des Parameters „Kupfer gelöst“ im Zeitraum 2000 - 2007

Nitrit-Stickstoff (Nitrit-N)

Erhöhte Jahresmittelwerte des Parameters „Nitrit-N“ können im Mittellauf beider Gewässer festgestellt werden, während das Verhältnis gegenüber den Grenzwerten gegen Mündung hin wieder kleiner wird. Zudem ist der Nitrit-Grenzwert abhängig vom Parameter „Chlorid“. So können auch relativ geringe Nitritkonzentrationen, bei gleichzeitig geringem Chloridgehalt, zu einer Überschreitung der Umweltqualitätsnorm führen (Tab. 12). Ansteigende Chloridwerte im Verlauf der beiden Gewässer sind somit verantwortlich für verbesserte Konzentrationsquotienten flussabwärts. Andererseits konnten auch Jahreszyklen visualisiert werden, deren Überschreitung des Grenzwertes weniger durch den Chloridgehalt zu begründen sind, sondern viel mehr durch stark schwankende Nitritkonzentrationen im Jahresverlauf (Tab. 13).

Tab. 12: Messwerte des Parameters „Nitrit-N“ an der Messstelle HG Strassburg im Jahr 2003

Datum	MW µg/l	UQN µg/l	UQN/MW
08.01.03	3,28	10	0,33
05.02.03	9,85	10	0,99
05.03.03	16,42	10	1,64
01.04.03	16,42	50	0,33
07.05.03	26,28	10	2,63
04.06.03	22,99	10	2,30
02.07.03	26,28	10	2,63
06.08.03	16,42	10	1,64
10.09.03	9,85	10	0,99
08.10.03	6,57	50	0,13
13.11.03	3,28	10	0,33
03.12.03	3,28	10	0,33
			1,19

Tab. 13: Messwerte des Parameters „Nitrit-N“ an der Messstelle HG Mautbrücken im Jahr 2004

Datum	MW µg/l	UQN µg/l	UQN/MW
13.01.04	206,92	90	2,30
11.02.04	459,81	120	3,83
15.03.04	85,39	120	0,71
07.04.04	22,99	90	0,26
12.05.04	45,98	90	0,51
01.06.04	59,12	90	0,66
13.07.04	9,85	50	0,20
03.08.04	272,6	90	3,03
07.09.04	101,82	90	1,13
06.10.04	9,85	90	0,11
10.11.04	26,28	90	0,29
01.12.04	131,38	90	1,46
			1,21

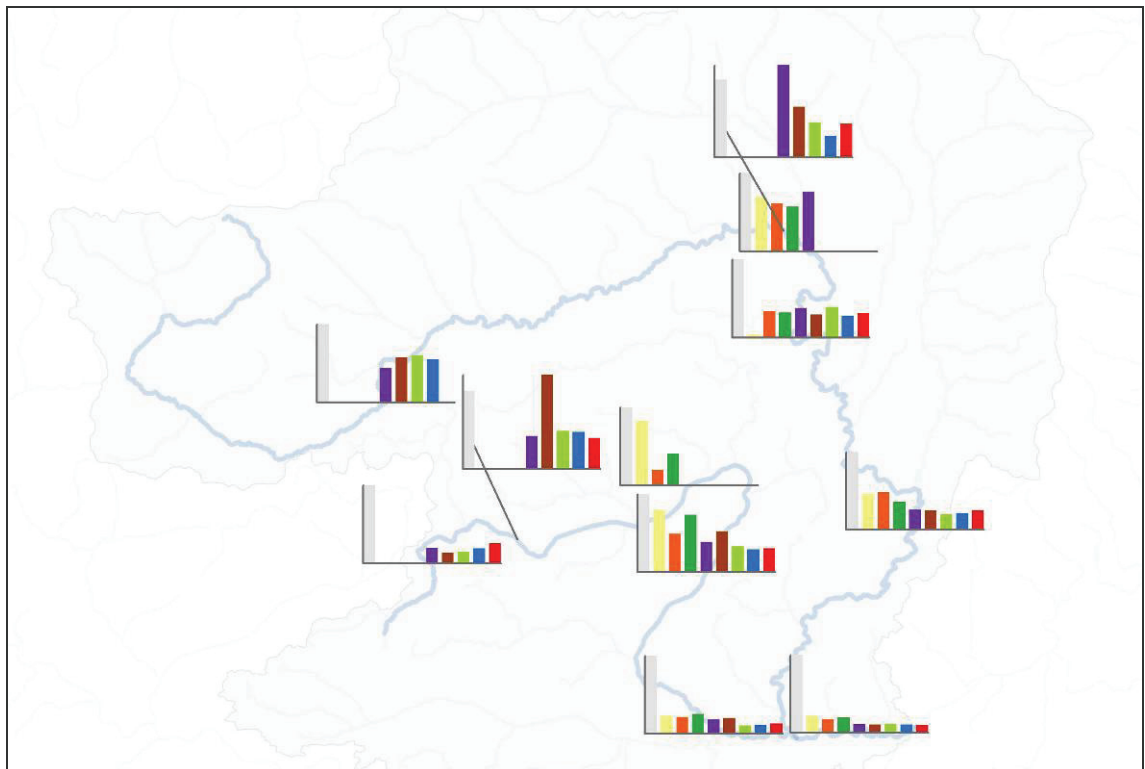


Abb. 33: Werte des Parameters „Nitrit-N“ im Zeitraum 2000 - 2007

Chlorid

Wie schon zuvor vermerkt, ist eine leicht ansteigende Tendenz der Chloridkonzentrationen während des Verlaufes der beiden Gewässer zu verzeichnen. Die insgesamt doch niedrigen Werte haben viel mehr Auswirkungen auf den Grenzwert und die Giftigkeit des Nitrits als direkt auf den ökologischen Zustand.

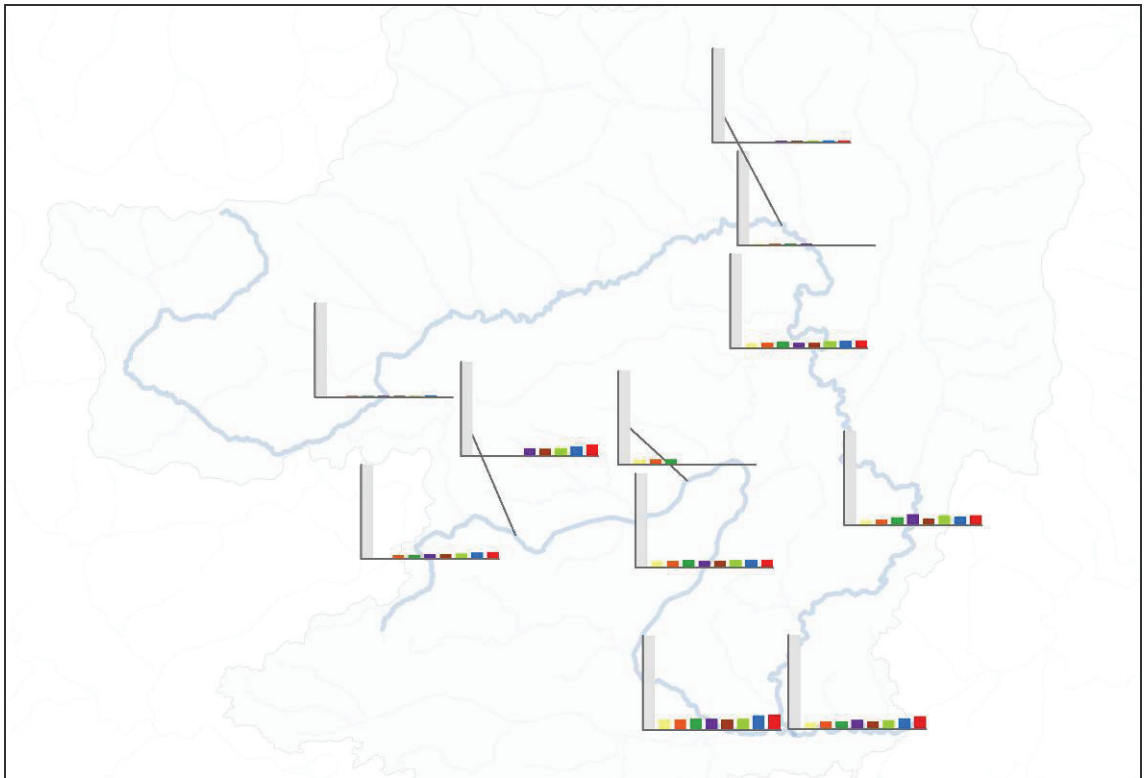


Abb. 34: Werte des Parameters „Chlorid“ im Zeitraum 2000 - 2007

Zink gelöst

Die Zinkwerte („Zink gelöst“) verhalten sich im Verlauf der Jahre auf einem niedrigen Niveau, auffallende Werte können in zwei Jahreszyklen nur an der Gurk festgestellt werden. An der Messstelle HG Severschmied sind diese erhöhten Werte durch niedrige Calciumcarbonatkonzentrationen (knapp unter 50mg/l) zu erklären, die an zwei Terminen einen geringeren Zink-Grenzwert mit sich bringen. Die erhöhten Werte an der Messstelle Reisdorf im Jahre 2007 hingegen basieren effektiv auf massiven Überschreitungen der jeweiligen Grenzwerte.

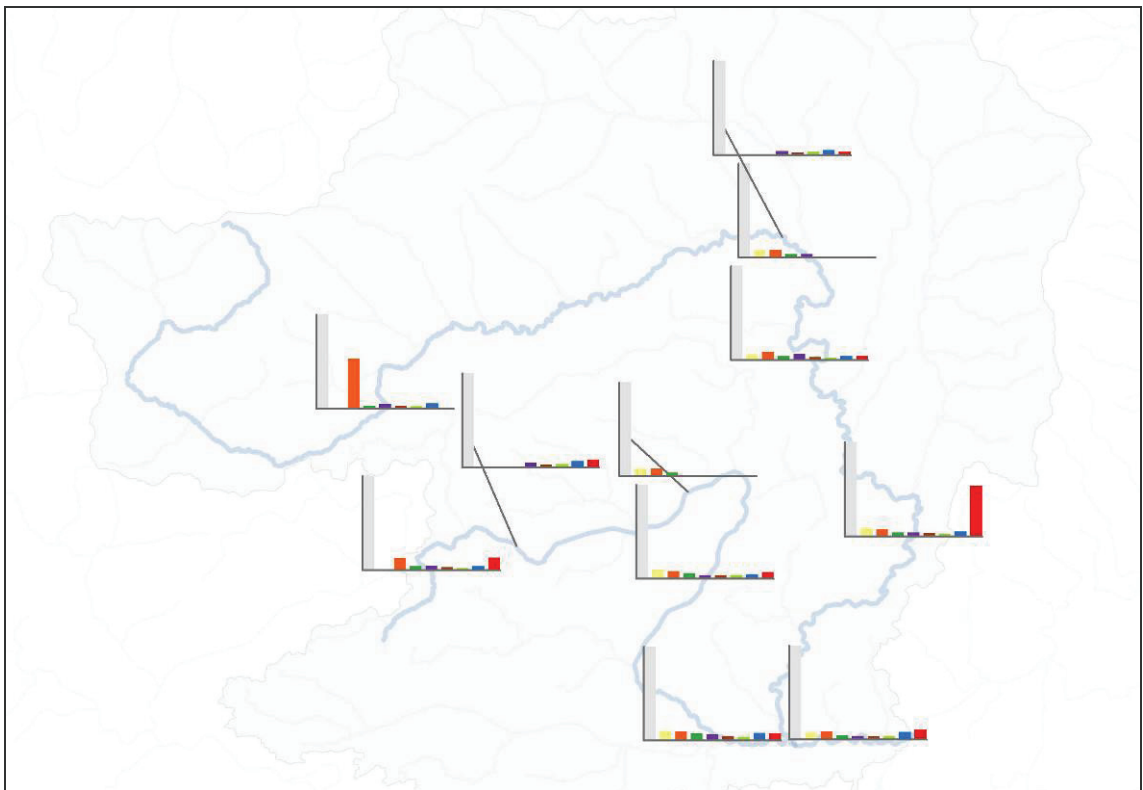


Abb. 35: Werte des Parameters „Zink gelöst“ im Zeitraum 2000 - 2007

Tab. 14: Messwerte des Parameters „Zink gelöst“ an der Messstelle HG Reisdorf im Jahr 2007

Datum	MW µg/l	UQN µg/l	UQN/MW
08.01.07	159,76	53	3,01
05.02.07	12,52	53	0,24
05.03.07	139,41	53	2,63
02.04.07	2,21	53	0,04
02.05.07	1,55	53	0,03
04.06.07	1,3	53	0,02
02.07.07	1,11	53	0,02
30.07.07	2,16	53	0,04
03.09.07	8,23	53	0,16
01.10.07	1,49	53	0,03
05.11.07	6,58	53	0,12
03.12.07	5,14	53	0,10
			0,54

Allgemein chemisch-physikalische Parameter

Orthophosphat (PO₄-P)

Der zeitliche Verlauf der Werte des Nährstoffparameter „Orthophosphat (PO₄-P)“ lässt sich anhand Abb. 36 gut nachvollziehen. Erhöhte bzw. überschreitende Werte erscheinen insbesondere entlang der Glan. Betroffen sind vor allem die Messstellen HG Zollfeld und HG Zell Gurnitz. Weist Zollfeld in den letzten Jahren wieder niedrigere Werte auf, liegt der Mittelwert der Proben in Zell Gurnitz im Jahre 2007 noch deutlich über dem Grenzwert, der die Klassentrennung zwischen gutem und mäßigem Zustand beschreibt.

Die leicht angestiegenen Werte an der Messstelle HG Truttendorf an der Gurk erklären sich durch die belasteten Gewässer der Glan.

Tab. 15: Messwerte des Parameters „PO₄-P“ an der Messstelle HG Zell Gurnitz im Jahr 2007

Datum	MW µg/l	UQN µg/l
08.01.07	49	150
05.02.07	183	150
05.03.07	38	150
02.04.07	31	150
02.05.07	56	150
04.06.07	93	150
02.07.07	104	150
30.07.07	92	150
03.09.07	84	150
01.10.07	186	150
05.11.07	92	150
03.12.07	61	150
90-Perzentil	175	

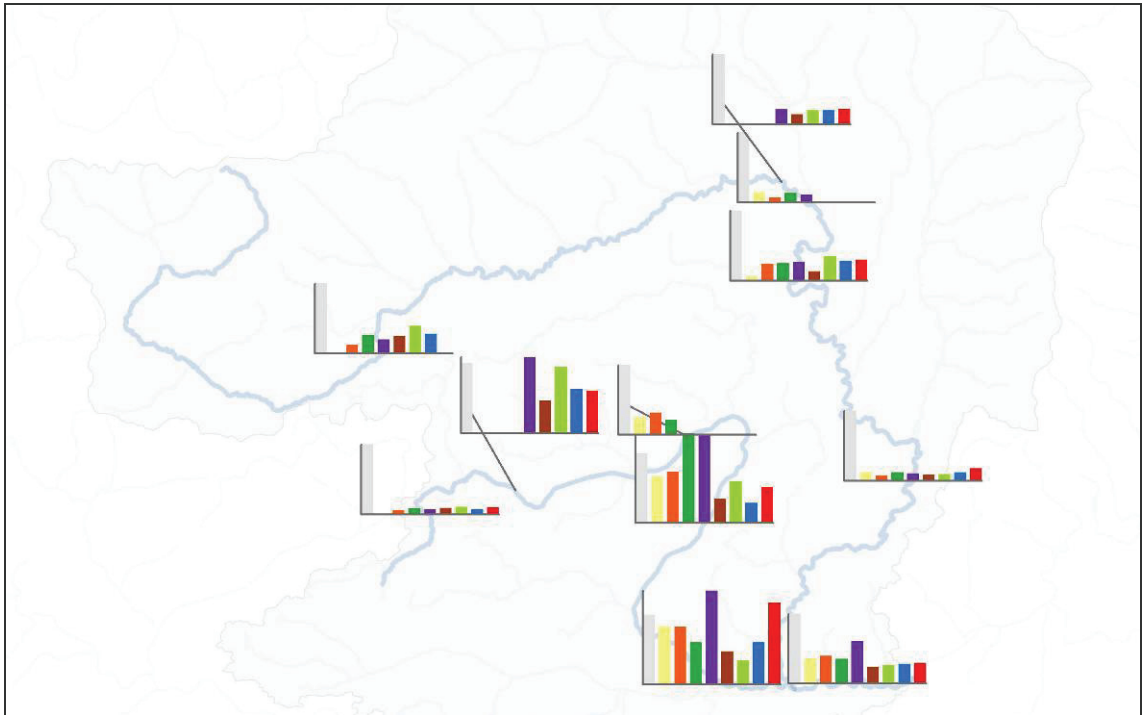


Abb. 36: Werte des Parameters „Orthophosphat“ im Zeitraum 2000 - 2007

Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC)

Die Konzentrationen der „gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffe“ weisen für die gesamte Glan erhöhte, oft Grenzwert überschreitende Werte auf, während an der Gurk keine Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen festgestellt werden können. Von diesen erhöhten DOC–Werten ist an der Glan, neben den Erhebungen flussabwärts der Kläranlagen, auch die Referenzmessstelle HG Aich betroffen (Tab. 16).

Tab. 16: DOC - Messwerte an der Messstelle HG Aich im Jahr 2004

Datum	MW µg/l	UQN µg/l
13.01.04	1500	4000
11.02.04	1900	4000
15.03.04	3500	4000
01.12.04	4200	4000
07.04.04	5300	4000
12.05.04	2300	4000
01.06.04	2600	4000
13.07.04	5300	4000
03.08.04	2700	4000
07.09.04	2900	4000
06.10.04	2500	4000
10.11.04	3300	4000
90-Perzentil	5190	

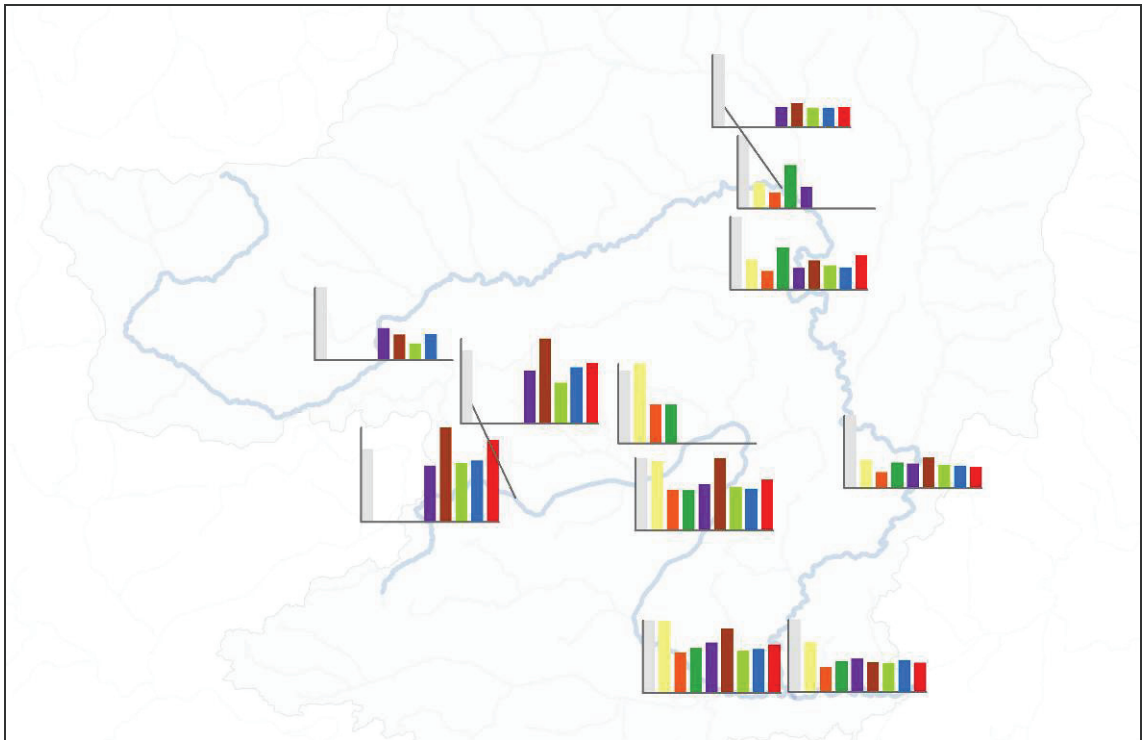


Abb. 37: Werte des Parameters „DOC“ im Zeitraum 2000 - 2007

Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB5)

Der biologische Sauerstoffbedarf erreicht lediglich an der Glan Werte, die über den erlaubten Grenzwerten liegen. Das 90-Perzentil der Jahreswerte 2002 liegt sowohl an der Messstelle HG Hörzendorf als auch im Zollfeld über dem UQN.

Tab. 17: BSB5 - Messwerte an der Messstelle HG Aich im Jahr 2004

Datum	MW µg/l	UQN µg/l
08.01.02	5000	3500
05.02.02	1000	3500
05.03.02	1900	3500
09.04.02	1500	3500
06.05.02	1500	3500
04.06.02	1300	3500
02.07.02	1300	3500
06.08.02	5000	3500
03.09.02	700	3500
07.10.02	1000	3500
04.11.02	1300	3500
09.12.02	1100	3500
90-Perzentil	4690	

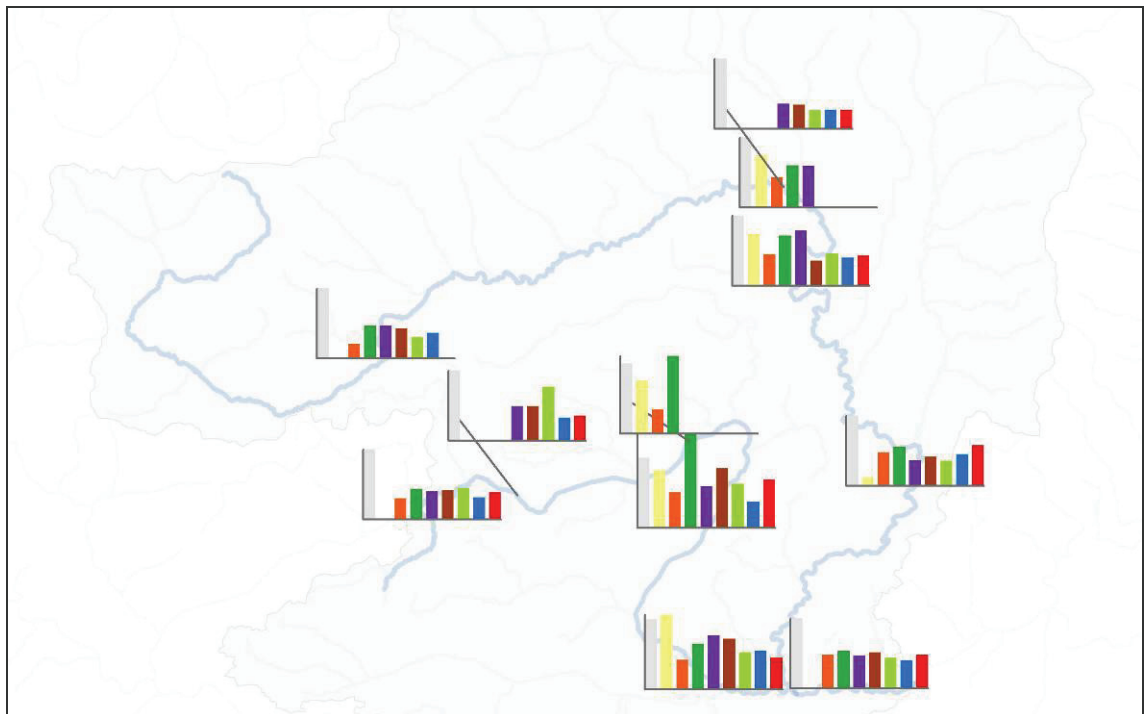


Abb. 38: Werte des Parameters „BSB5“ im Zeitraum 2000 - 2007

Nitrat-Stickstoff (Nitrat-N)

Der Nährstoffparameter „Nitrat-N“ ist mit erhöhten Werten im fast gesamten Verlauf der Glan anzutreffen. Lediglich die Referenzstelle HG Aich flussauf der Kläranlage „Feldkirchen“ weist durchgehend niedrige Konzentrationen auf. Sonst erscheinen die Konzentrationen konstant auf einem höheren Niveau, allerdings immer unter den gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerten.

Auch im Verlauf der Gurk können konstante Mittelwerte, mit steigender Tendenz je mehr man sich der Mündung nähert, festgestellt werden. Allerdings liegen auch die höchsten Werte weit unter den Umweltqualitätsnormen.

Tab. 18: Messwerte des Parameters „Nitrat-N“ an der Messstelle HG Zell Gurnitz im Jahr 2007

Datum	MW µg/l	UQN µg/l
08.01.07	3259	5500
05.02.07	3693	5500
05.03.07	2288	5500
02.04.07	2296	5500
02.05.07	2806	5500
04.06.07	2588	5500
02.07.07	2542	5500
30.07.07	2220	5500
03.09.07	2529	5500
01.10.07	2283	5500
05.11.07	2284	5500
03.12.07	2300	5500
90-Perzentil	3213	

Tab. 19: Messwerte des Parameters „Nitrat-N“ an der Messstelle HG Truttendorf im Jahr 2007

Datum	MW µg/l	UQN µg/l
08.01.07	2117	5500
05.02.07	2184	5500
05.03.07	1896	5500
02.04.07	1893	5500
02.05.07	1693	5500
04.06.07	1579	5500
02.07.07	1288	5500
30.07.07	1324	5500
03.09.07	1412	5500
01.10.07	1549	5500
05.11.07	1478	5500
03.12.07	1724	5500
90-Perzentil	2095	



Abb. 39: Werte des Parameters „Nitrat-N“ im Zeitraum 2000 - 2007

Hydromorphologie

Im Rahmen der Risikoausweisung 2004 wurden für Glan und Gurk 24 Abschnitte samt Risikoeinstufung ausgewiesen.

Die Darstellung erfolgte sowohl getrennt für die hydrologischen und morphologischen Parametergruppen, als auch in Kombination der beiden unter Berücksichtigung des „worst case Prinzips“.

Wie aus Abb. 40 ersichtlich ist besonders die Gurk von den Risiken eines nicht-guten hydrologischen Zustandes betroffen. Dies betrifft vor allem den Abschnitt flussab der Metnitzmündung bis nach Brückl. Auch flussauf der Glanmündung führt die Entnahme großer Wassermengen zur Energiegewinnung zu einem hydrologisch sicheren Risiko der Verfehlung der Vorgaben.

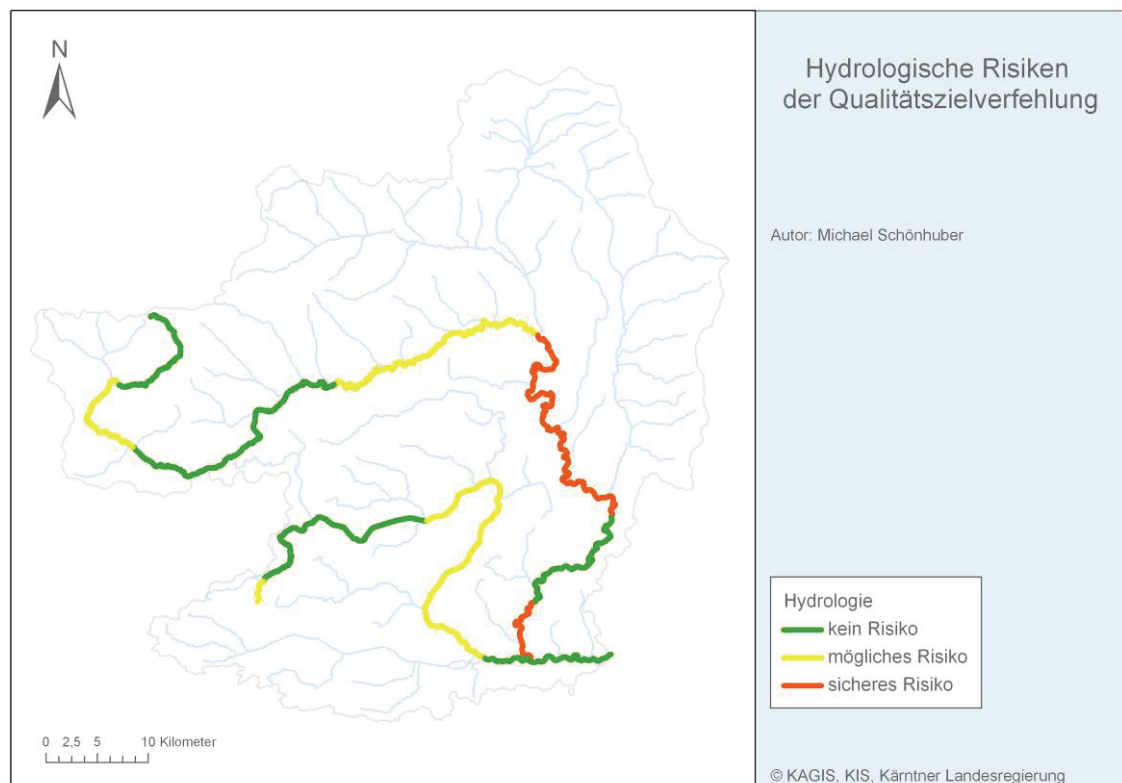


Abb. 40: Hydrologische Risiken der Zielverfehlung

Die morphologischen Risiken sind in Abb. 41 dargestellt und betreffen fast ausschließlich die Glan, insbesondere im Unterlauf. Der fast durchgehend

natürliche Zustand der Sohlen und Uferstruktur, sowie die intakte Ufervegetation schließen das Risiko einer Nichteinhaltung der Zielvorgaben an der Gurk so gut wie aus.

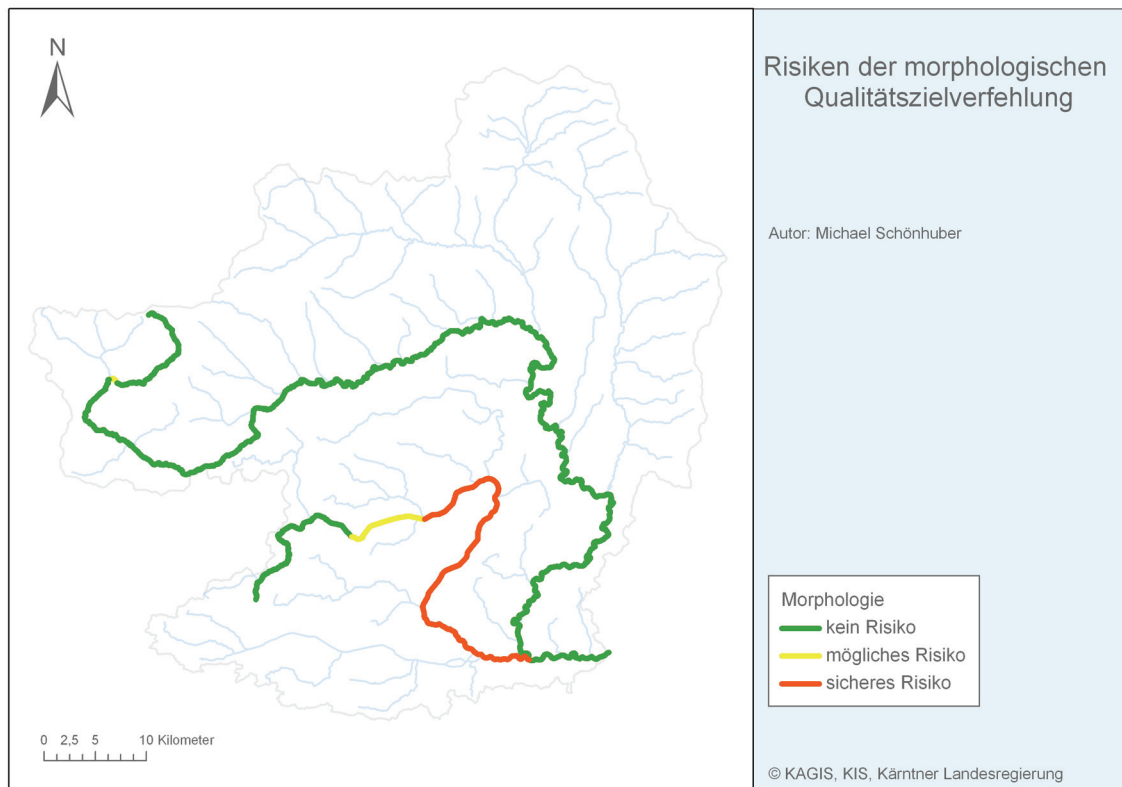


Abb. 41: Morphologische Risiken der Zielverfehlung

Betrachtet man das untersuchte Gewässersystem aus hydromorphologischer Sicht, ist gut erkennbar, dass die Gurk gegenüber der Glan einen weit größeren Anteil an hydromorphologisch risikofreien Streckenabschnitten besitzt (Abb. 42).

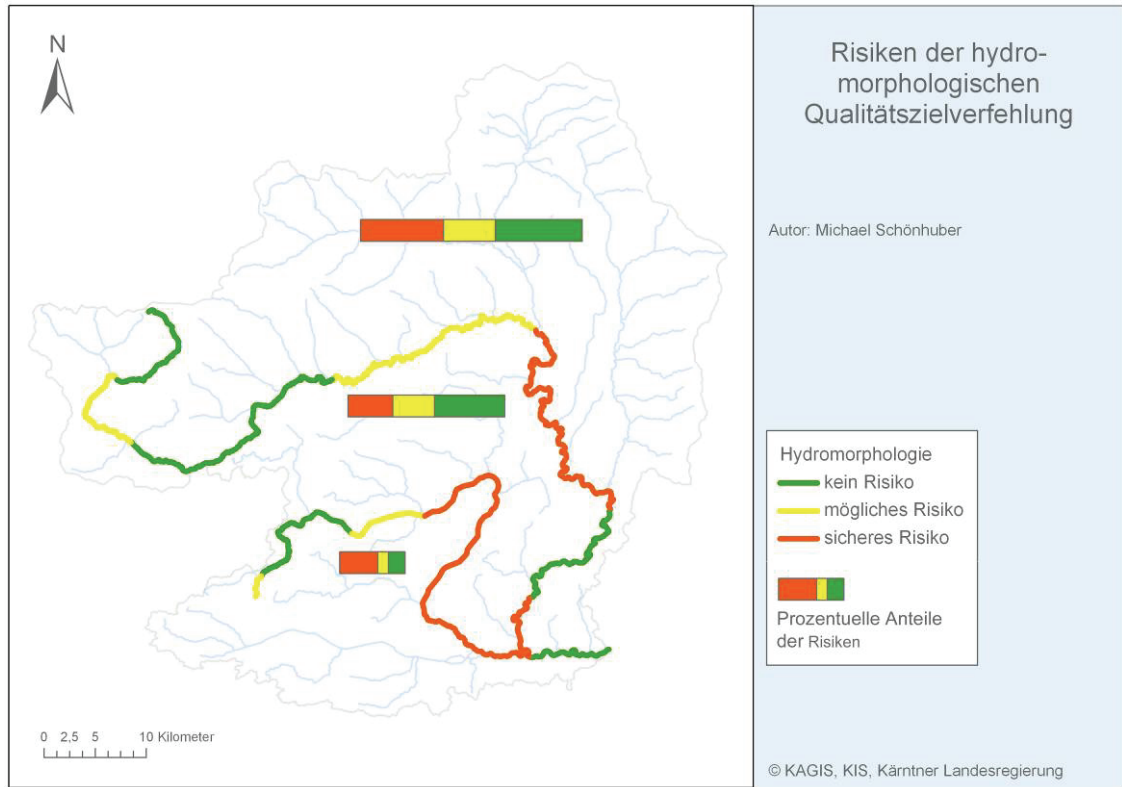


Abb. 42: Hydromorphologische Risiken der Zielverfehlung

Gesamtzustände

Folgend werden die in den Gesamtzustand einfließenden Zustände für die jeweiligen Gewässer einzeln diskutiert und in Entscheidungsbäumen farblich, gemäß Abb. 43, dargestellt.

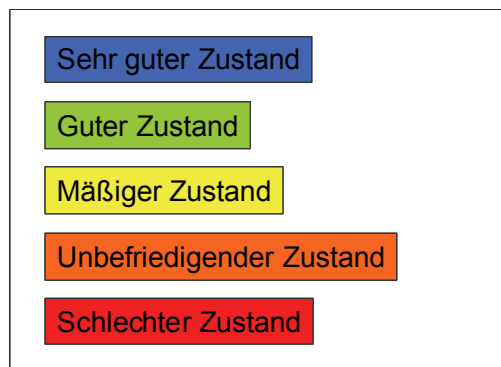


Abb. 43: Farbschema zur Darstellung der Zustände

Abschnitt KW St. Magdalenen bis KW Pöckstein

Die Länge der bewerteten Strecke beträgt 5,6 km bei einem Einzugsgebiet von circa 1054 km². Obwohl nur 1,5 % des gesamten Einzugsgebietes auf Ackerflächen fallen, weiß die Verschneidung der Vegetationsdaten einen 90 % Anteil dieser Flächen in der 30 m-Pufferzone. Die restlichen 10 % teilen sich gleichermaßen Siedlungsflächen und Rotföhren-Fichtenmischwald.

Aus hydromorphologischer Sicht ist lediglich flussab der Metnitzmündung ein sicheres Risiko ausgewiesen, wobei dies anteilmäßig nicht ins Gewicht fällt. Dem Rest der Strecke ist ein mögliches Risiko zugeordnet worden, basierend auf möglichen hydrologischen Verfehlungen.

Der Fischbestand scheint unter diesem nicht zu leiden, die vier Erhebungen (2002, 2003, 2004 und 2006) weisen jeweils den guten fischökologischen Zustand aus.

Aktuelle Daten der biologischen Qualitätselemente Makrozoobenthos, Phytobenthos oder Makrophyten liegen für den Abschnitt nicht vor.

Bezüglich der chemisch-physikalischen Messungen stehen Daten aus 2 Messstellen im Gewässerabschnitt zu Verfügung. Die stärksten Belastungen gehen vom Nitrit aus, bei dem an der Messstelle HG Strassburg für das Jahr 2003 eine Zielverfehlung festgestellt werden konnte. Flussab der Mündung der Metnitz wurden im selben Jahr zwar noch erhöhte Nitritwerte festgestellt, zu einer Überstreitung der Grenzwert war es allerdings nicht gekommen. Seit 2003 ist eine abnehmende Tendenz der Nitritwerte zu erkennen.

Kein weiterer Parameter wies überhöhte Werte auf.

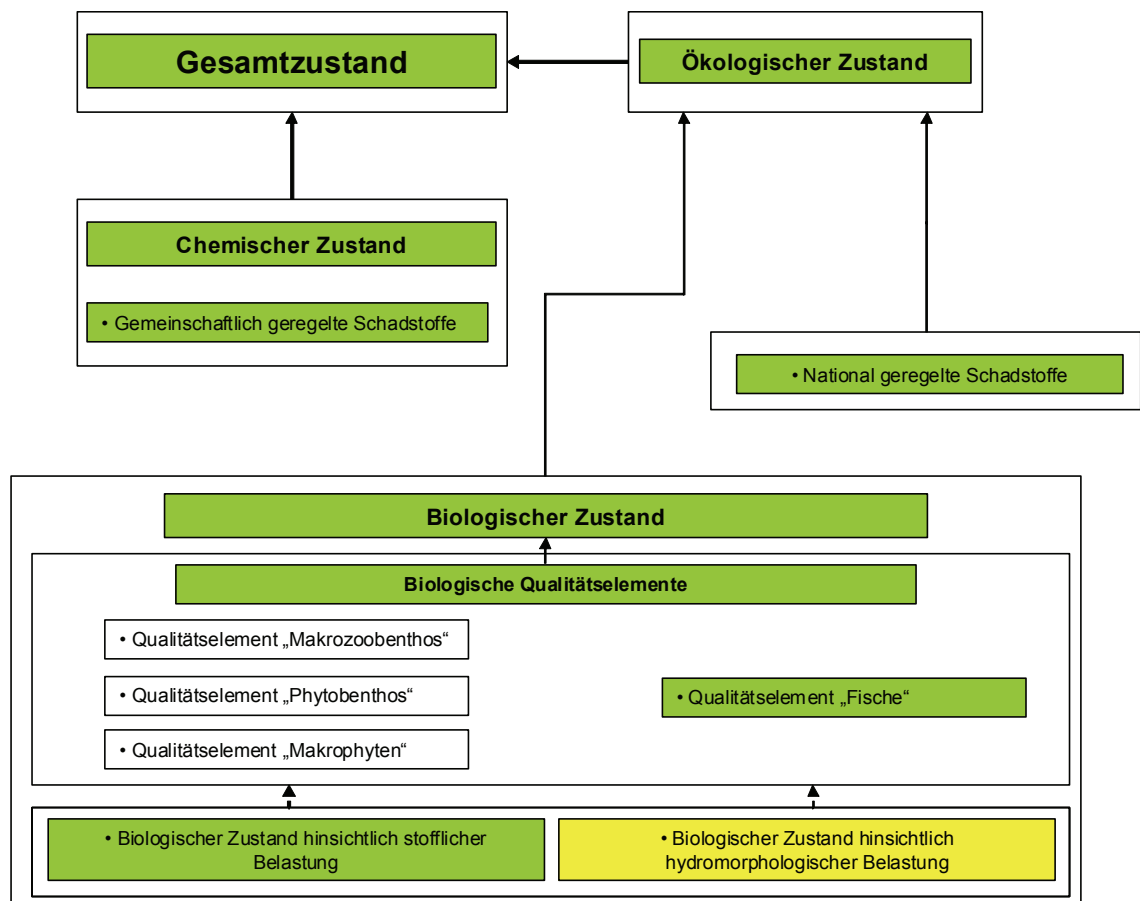


Abb. 44: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen KW Magdalenen und KW Pöckstein

Abschnitt KW Krumfelden bis KW TIAG

Der Abschnitt flussab des Kraftwerkes Krumfelden, reicht von der Einleitung des KW's bis zur Wehr des KW TIAG und hat eine Länge von knapp 1,07 km². In der 30 m Pufferzone entlang der Gurk sind in diesem Bereich lediglich 9% eines als natürlich anzusehenden Uferbegleitsaumes vorhanden, der Rest besteht aus Ackerflächen (67%) und verbauten Siedlungsflächen (24%).

Die Fischbestände wurden seit dem Jahr 2002 viermal untersucht. Die Bewertung nach WRRL ergab in den Jahren 2002, 2003 und 2006 einen unbefriedigenden, im Jahre 2004 einen schlechten Zustand.

Weitere biologische Qualitätselemente wurden aktuell nicht in diesem Bereich entnommen.

Während für den morphologischen Zustand kein Risiko ausgewiesen wurde, liegt anhand der hydrologischen, somit auch der hydromorphologischen Auswertung ein sicheres Risiko vor.

Als Bezugsmessstelle für diesen Abschnitt wurde die Probenstelle HG Zwischenwässern herangezogen, da die Ortschaft Treibach-Althofen an das Gewässernetz angeschlossen ist und die Kläranlage Althofen erst circa 1,5 km flussab in die Gurk entwässert.

Es fallen, neben den Nährstoffparametern DOC und BSB₅, insbesondere die erhöhten Nitritwerte auf.

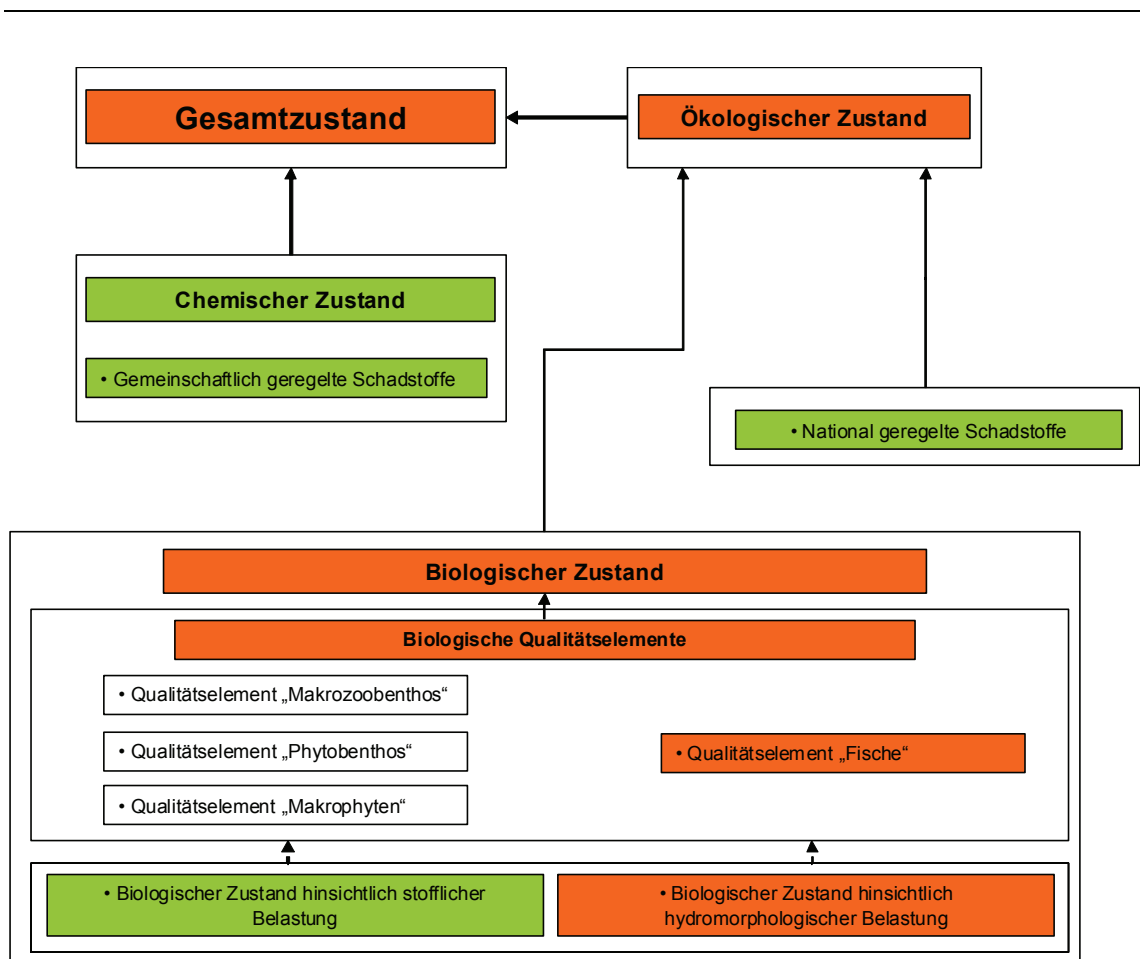


Abb. 45: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen KW Krumfelden und KW TIAG

Abschnitt KW TIAG bis Einleitungen TIAG

Dieser Abschnitt beträgt lediglich 410 m Länge und reicht von der Wehranlage des Kraftwerkes TIAG bis zu der Wasserrückführung des Kraftwerkes. Der fast gesamte Abschnitt liegt in Ortsgebiet, sodass 90% der 30 m Pufferzone als Siedlungs- und Betriebsgelände ausgewiesen ist.

Die Fischbestände wurden dreimal in 2-Jahres-Intervallen untersucht, mit dem Ergebnis, dass an jedem der drei Termine ein schlechter fischökologischer Zustand ausgewiesen werden musste.

Auch hier liegen keine Untersuchungen weiterer biologischer Qualitätselemente vor.

Wie an der Strecke flussauf liegt ein sicheres hydromorphologisches Risiko, gegeben durch eine hydrologische Zielverfehlung (bei der gesamten Strecke handelt es sich um ein Restwasser), vor.

Auch die Aussagen zu den chemisch-physikalischen Parameterwerten entsprechen denen des direkt flussauf liegenden Abschnittes Abschnitt KW Krumfelden bis KW TIAG.

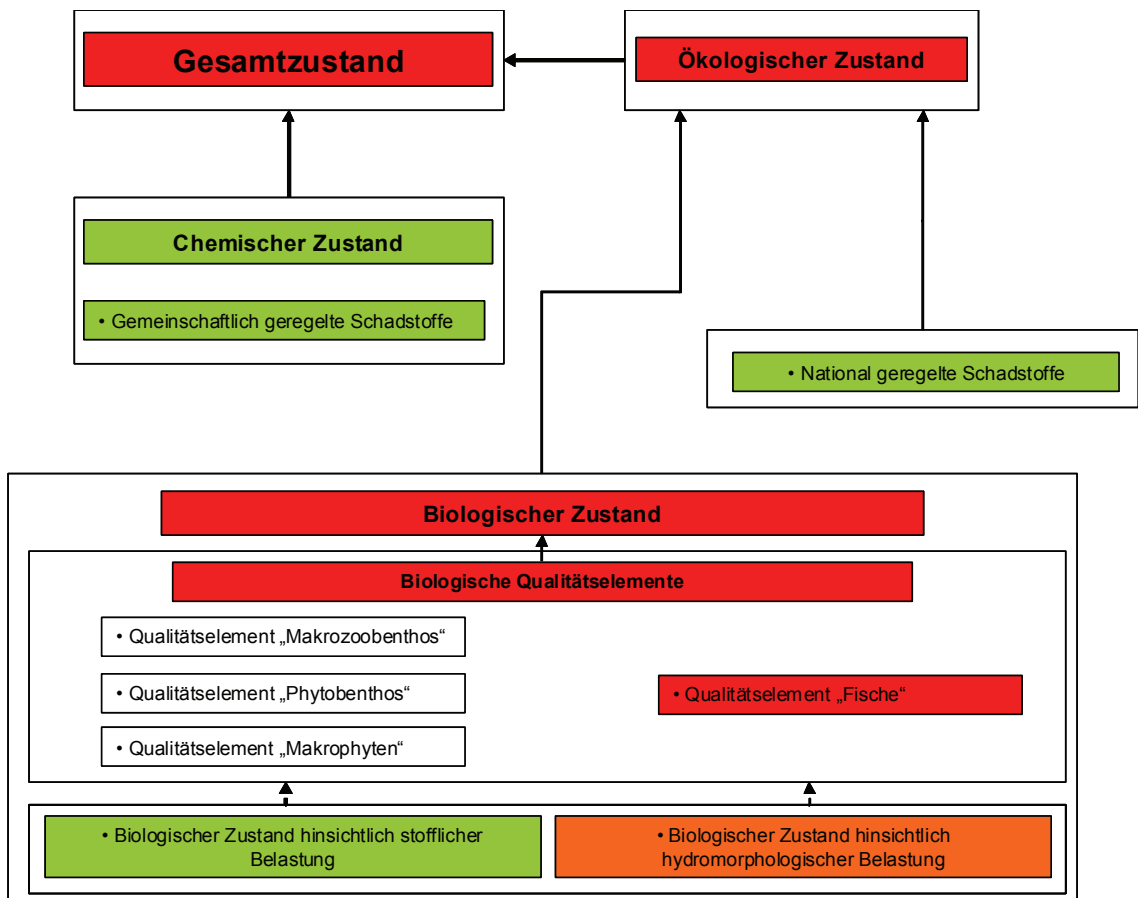


Abb. 46: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen KW TIAG und der Rückleitung des KW TIAG

Abschnitt flussab Einleitungen KW TIAG bis KW Tilly

Der untersuchte Abschnitt beginnt flussabwärts der Rückleitung des Kraftwerkes TIAG und erstreckt sich bis zum Wehr des Kraftwerkes Tilly. Die Länge beträgt insgesamt 550 m, wobei lediglich Betriebsgelände (17%) und Ackerkomplexe (83%) in unmittelbarer Nähe ausgemacht werden können. Die Verschneidung mit dem Altlastenkataster weist jedoch linksufrig die Deponie „Roßwiese“ aus, eine Fläche, die in der Vegetationskartierung als Ackerfläche gekennzeichnet wird.

Die Auswertung nach WRRL der Fischbestandsuntersuchungen ergaben für die Jahre 2002 und 2003 einen schlechten fischökologischen Zustand, während im Jahre 2004 und 2006 eine Verbesserung auf einen unbefriedigenden Zustand erkennbar ist.

Aktuelle Daten anderer biologischer Qualitätselemente liegen nicht vor.

Wie schon an den beiden Strecken flussauf festgestellt werden konnte, liegt auch hier ein hydromorphologisches Risiko, bedingt durch die intensive Nutzung der Wasserkraft vor.

Um den Stand der chemisch-physikalischen Parameter beurteilen zu können, wird das Augenmerk hauptsächlich auf die Messstelle HG Zwischenwässern geworfen, da die Messstelle flussabwärts (HG Möbling) durch die Einleitung der Kläranlage Althofen, die circa 200 m unterhalb des untersuchten Abschnittes liegt, beeinflusst wird. Dort sind allerdings die Metallkonzentrationen von Interesse, da die Deponie „Roßwiese“ Altlasten aus der Metallbearbeitung birgt und noch in Sanierungsphase ist. Eine Auswirkung auch auf das Oberflächengewässer wäre hypothetisch möglich, wenn auch die Konzentrationen an den Messterminen keine Gefährdung für die Umwelt ausgewiesen haben.

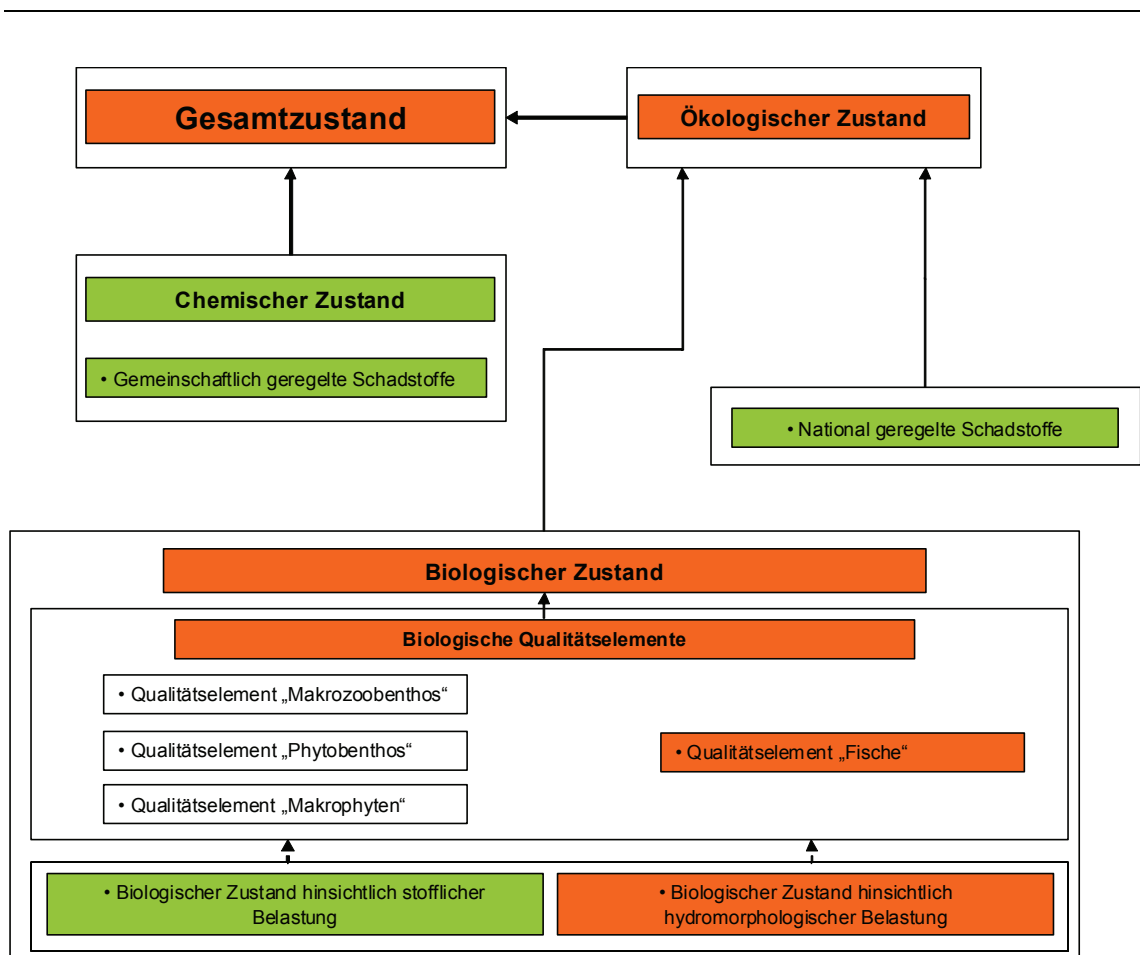


Abb. 47: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen flussab der Rückleitung des KW TIAG und dem KW Tilly

Abschnitt KW Brugga bis KW Passering

Die Länge des untersuchten Abschnittes beträgt knappe 12 km und erstreckt sich von der Rückleitung des Kraftwerkes Tilly flussab bis zur Wehr des Kraftwerkes Passering. Den flächenmäßigen Verschneidungen nach sind in der Pufferzone mehrheitlich den Ackerflächen (64%) zuzuordnen, während 35% auf natürliche Baumbestände zurückzuführen ist.

Die Bewertungen der Fischbestände variieren zwischen unbefriedigend (2002 und 2006) und schlecht (2003).

Durch die hydrologischen Eingriffe liegt auch in diesem Bereich ein sicheres hydromorphologisches Risiko vor.

Es stehen in diesem Bereich auch keine Daten der weiteren biologischen Qualitätskomponenten zu Verfügung.

Aus chemisch-physikalischer Sicht weist die Messstelle HG Möbling, die in dem Abschnitt lokalisiert ist, neben erhöhten Nährstoffwerten, auch erhöhte Ammonium-N Konzentrationen auf, allerdings mit einer mit den Jahren abnehmenden Tendenz.

Die Nitrit-Konzentrationsquotienten sind die Jahre über stabil und geringer als an der Messstelle HG Zwischenwässern.

Die Werte der filtrierten Proben der Metalle Kupfer, Chrom und Cadmium liegen zwar teilweise nicht mehr unter der Nachweisgrenze, insgesamt aber auf einem unbedenklichen Niveau.

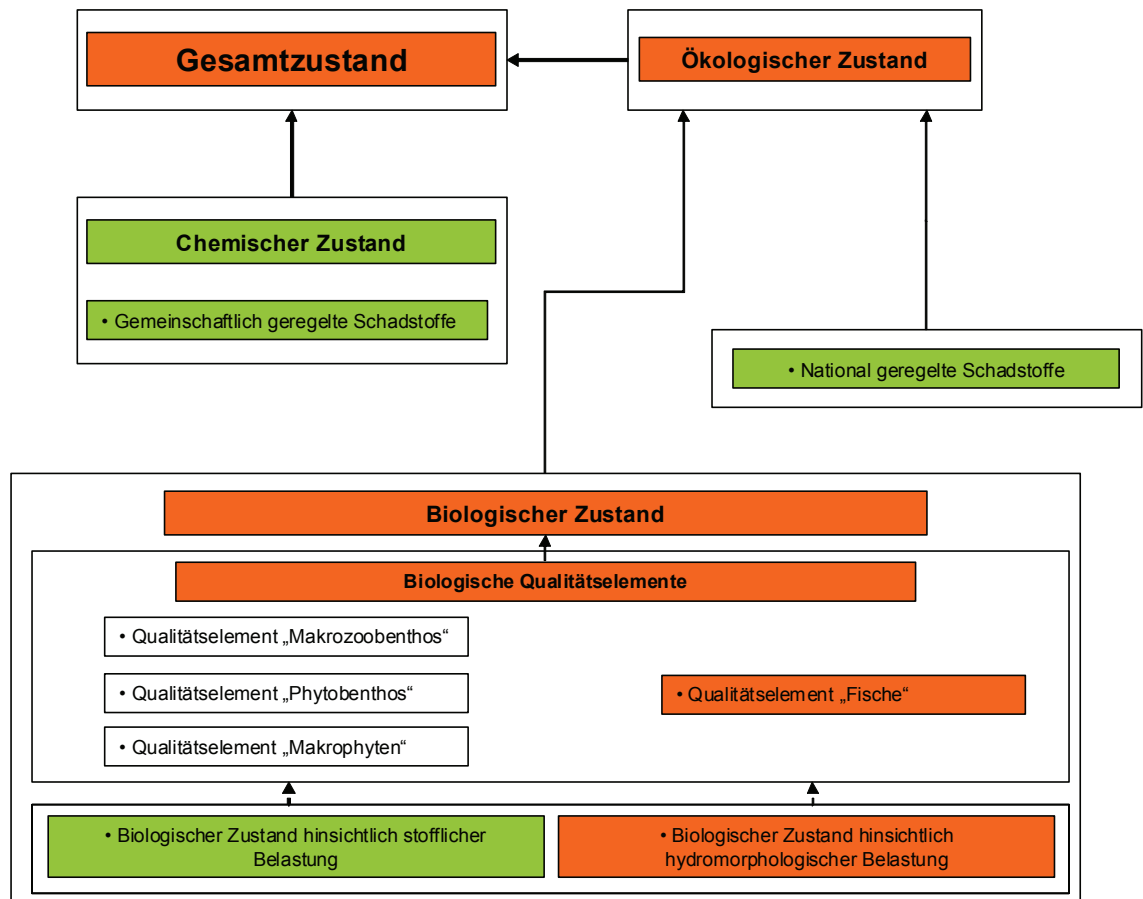


Abb. 48: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Brugga und dem KW Passering

Abschnitt KW Passering bis KW Pölling

Der untersuchte Abschnitt ist circa 5,5 km lang und erstreckt sich vom Wehr Passering bis zum Wehr Pölling. Die 30 m Pufferzone ist fast ausschließlich durch Ackerflächen gekennzeichnet (92%), die restlichen Anteile fallen auf Siedlungsflächen (8%).

Die Strecke liegt in einem Bereich der Gurk, der nach wie vor durch hydrologische Eingriffe gekennzeichnet ist und somit einem sicheren Risiko der Zielverfehlung gekennzeichnet ist.

Der Fischbestand aus dem Jahre 2004 wird nach WRRL als unbefriedigend bewertet.

Weitere biologische Qualitätselemente liegen nicht vor.

Unmittelbar sind keine Messstellen der chemisch-physikalischen Parametern in diesem Abschnitt lokalisiert, sodass die Aussagen des Abschnittes flussauf (Abschnitt KW Brugga bis KW Passering) als gültig für diese Strecke herangezogen werden können.

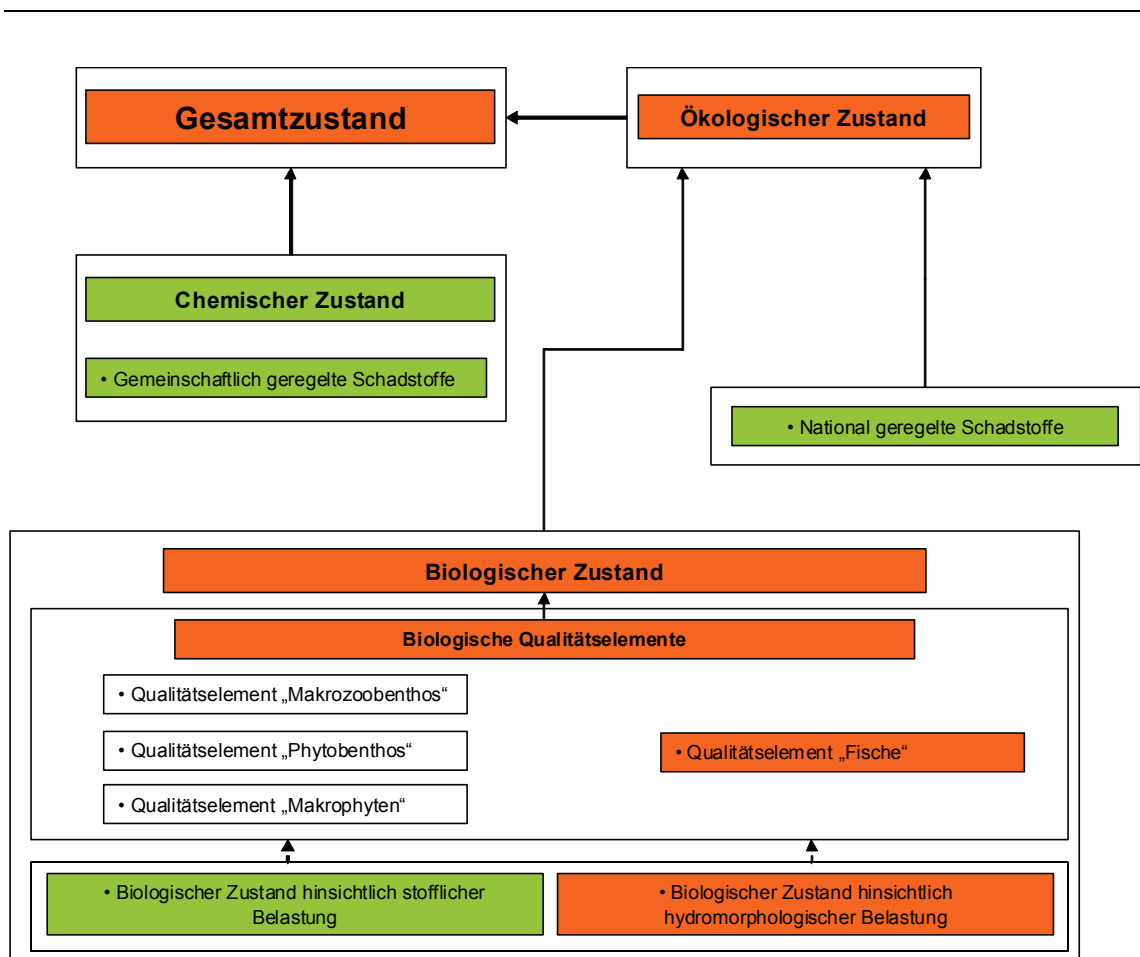


Abb. 49: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Passering und dem KW Pölling

Abschnitt KW Pölling bis KW Ternitz

Die Länge der Fließgewässerstrecke beträgt 1,3 km, wobei die Ausdehnung von der Wasserrückleitung des Kraftwerkes Pölling bis zur Wehr des Kraftwerkes Ternitz geht.

Entlang dieser Strecke, bis zu einer maximalen Entfernung von 30 m vom Gewässerufer, können, neben Siedlungsflächen (7%) und Mischwäldern (5%), vor allem Ackerflächen ausgemacht werden (88%).

Wie für den Abschnitt flussauf, wurde 2004 auch für diesen Abschnitt ein Risiko der Zielverfehlung aus hydrologischen Gegebenheiten ausgewiesen.

Die Fischbestanderhebungen ergeben für diesen Abschnitt einen unbefriedigenden fischökologischen Zustand (Jahr 2004).

Für diesen Abschnitt liegen keine Bewertungen anhand der weiteren biologischen Qualitätselemente vor.

Aus chemisch-physikalischer Sicht können die Ausführungen des Abschnittes KW Brugga bis KW Passering übernommen werden, da dort flussauf die nächste Messstelle verortet ist.

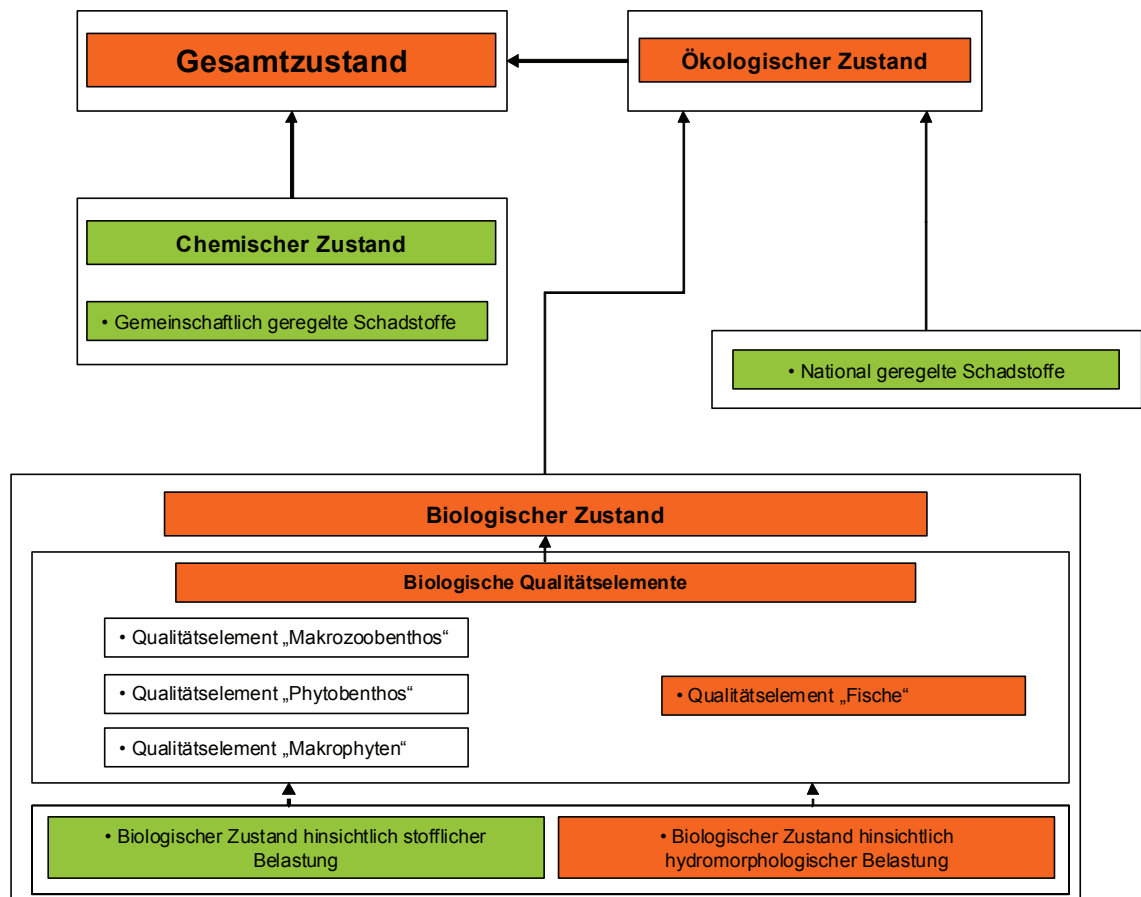


Abb. 50: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Pölling und dem KW Ternitz

Abschnitt KW Ternitz bis KW Brückl

Die Ausdehnung des untersuchten Abschnittes von der Rückleitung der Kraftwerkanlage Ternitz bis zur Wehr des Kraftwerkes Brückl misst 6,2 km.

83% der Fläche der 30 m-Pufferzone kann dem Vegetationstyp „Acker-Grünlandkomplexe“ zugewiesen werden, 12% bzw. 5% sind dagegen durch Baumbestände bzw. Siedlungsflächen gekennzeichnet.

2004 wurde auch in diesem Bereich, durch die hydrologischen Beschaffenheit der Strecke, ein hydromorphologisches Risiko ausgewiesen.

Der Fischbestand wurde 2004 erhoben, wobei in der folgenden Auswertung ein unbefriedigender Zustand festgestellt wurde.

Neben dem Qualitätselement „Fische“ wurde in diesem Abschnitt kein weiteres biologisches Qualitätselement untersucht.

Zwar liegt die chemisch-physikalische Messstelle HG Reisdorf nur 3,5 km flussabwärts, trotzdem wurden, wegen der Verortung eines Industriegebietes flussaufwärts der Messstelle, die chemischen Werte der Messstelle HG Möbling zur Ausweisung der chemisch-physikalischen Parameter herangezogen. Dort konnten lediglich erhöhte, aber nicht Grenzwert überschreitende Werte bei den Nähr- und Sauerstoffparametern sowie dem Ammonium-Stickstoff festgehalten werden.

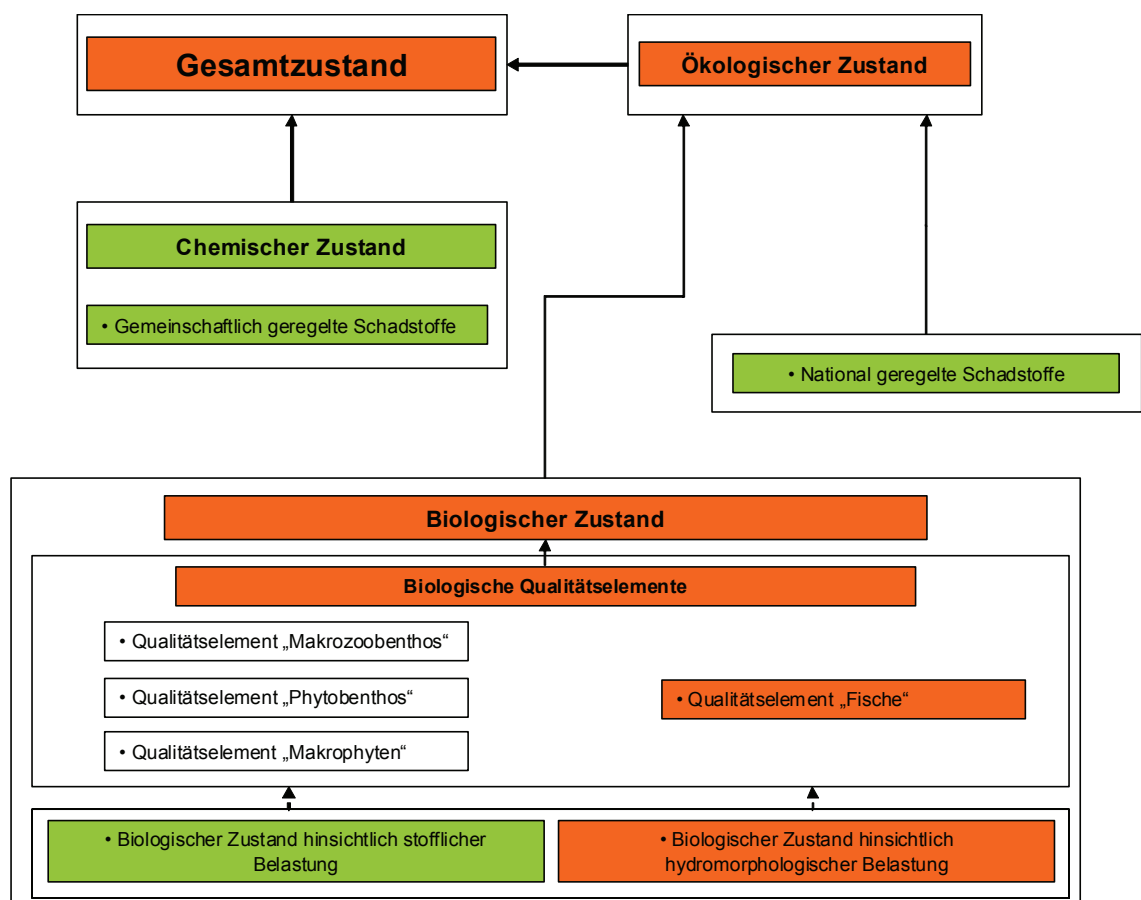


Abb. 51: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Ternitz und dem KW Brückl

Abschnitt KW Brückl bis KW Rain

Die untersuchte Strecke ist zwischen dem Wehr des Kraftwerkes Brückl und dem Wehr des Kraftwerkes Rain lokalisiert und circa 17,4 km lang. Großteils ist die 30 m Pufferzone durch landwirtschaftliche Flächen gekennzeichnet, während die Ausweisung der Baumbestände sich auf einen circa 30%-igen Anteil beschränkt.

Vom hydromorphologischen Aspekt her besteht, gemäß der Risikoausweisung 2004, weder in der Hydrologie als auch der Morphologie des Gewässerabschnittes ein Risiko der Zielverfehlung.

Der Fischbestand wurde im Untersuchungszeitraum lediglich 2005 erhoben, die Auswertung nach WRRL ergab dabei einen unbefriedigenden fischökologischen Zustand.

Im Gebiet liegen keine weiteren biologischen Daten vor, die im Rahmen des aktuellen Beprobungszyklus der GZÜV gezogen wurden.

Die Auswertungen der chemisch-physikalischen Parameter gemäß WRRL ergaben keine Überschreitungen der vorgegebenen Richtwerte, mit Ausnahme des Schadstoffes „Hexachlorbutadien“; dieser wurde lediglich im Jahre 2007 an der Messstelle „Reisdorf“ gemessen, wies dort allerdings einen Konzentrationsgradienten auf, der um 2,3 Mal den erlaubten Grenzwert überschritt. Auch der Parameter „Zink gelöst“ weist im letzten Untersuchungsjahr einen deutlichen Anstieg auf, wobei der Wert den Grenzwert in diesem Fall nicht überschreitet.

Die Nährstoffparameter liegen allesamt stabil unter den Grenzwerten, bei den restlichen Schadstoffen ist eine leicht abnehmende Tendenz der Konzentrationsquotienten erkennbar.

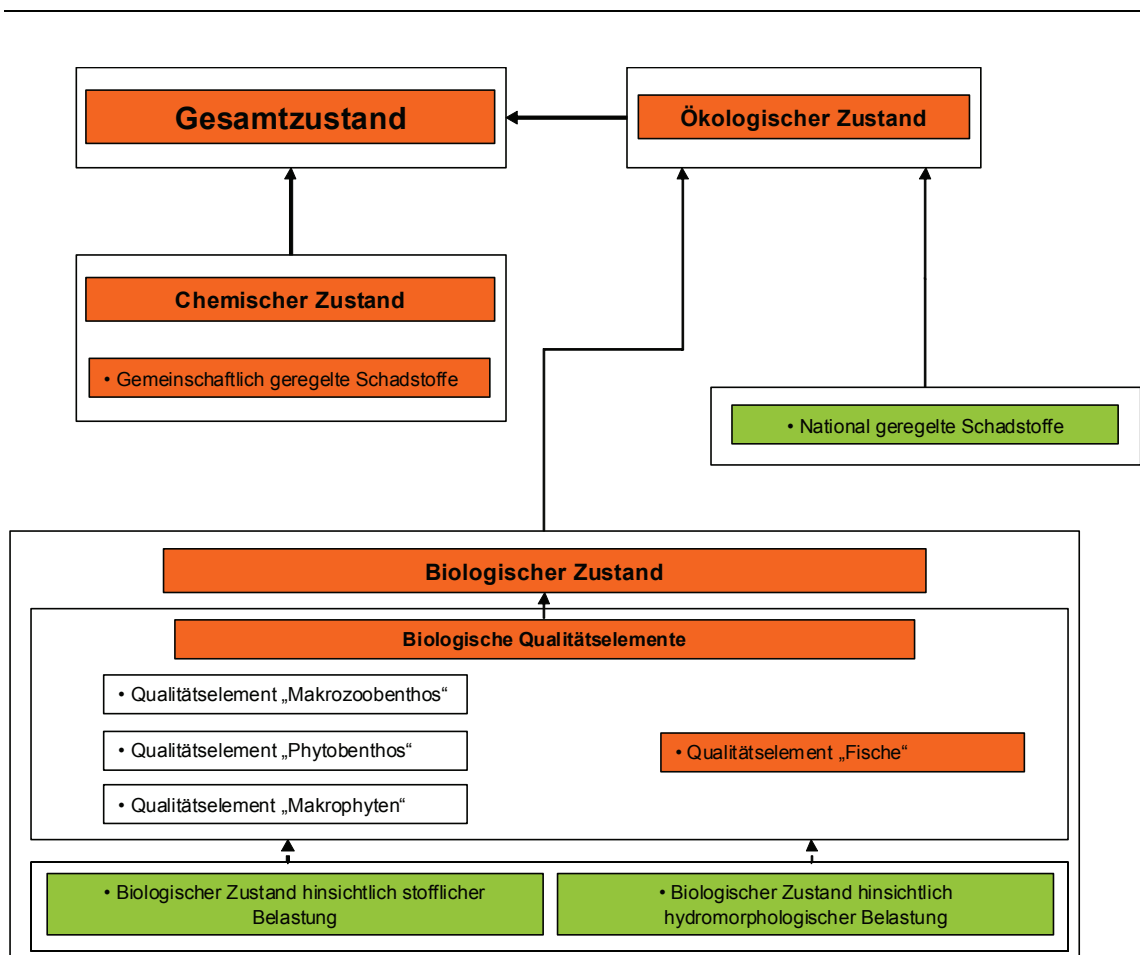


Abb. 52: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Brückl und dem KW Rain

Abschnitt von der Mündung der Glan bis zur Mündung in die Drau

Der untersuchte Abschnitt erstreckt sich, auf einer Länge von circa 9,5 km, von der Mündung der Glan bis zur Mündung der Gurk in die Drau.

Aus hydrologischer wie auch morphologischer Sicht sind keine Risiken der Zielverfehlung zu erkennen gewesen.

Die Fischbestände sind 2001 und 2007 untersucht worden; für beide Jahre konnte der gute fischökologische Zustand ausgewiesen werden.

Die GZÜV-Erhebungen des Jahres 2007 ergaben auch für die Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos“, „Phytobenthos“ und „Makrophyten“ einen guten Zustand.

Bei den chemisch-physikalischen Parametern fallen eher die Werte der Nährstoffe ins Auge: DOC, BSB₅, PO₄-P und NO₃-N zeigen erhöhte Werte auf, liegen aber konstant unter den festgelegten Grenzwerten.

Bei den Schadstoffen können lediglich erhöhte Konzentrationsquotienten des Hexachlorbutadien ausgewiesen werden; anders als an der Messstelle HG Reisdorf liegen diese allerdings unter den gemeinschaftlich vorgeschriebenen Umweltqualitätsnormen (UQN).

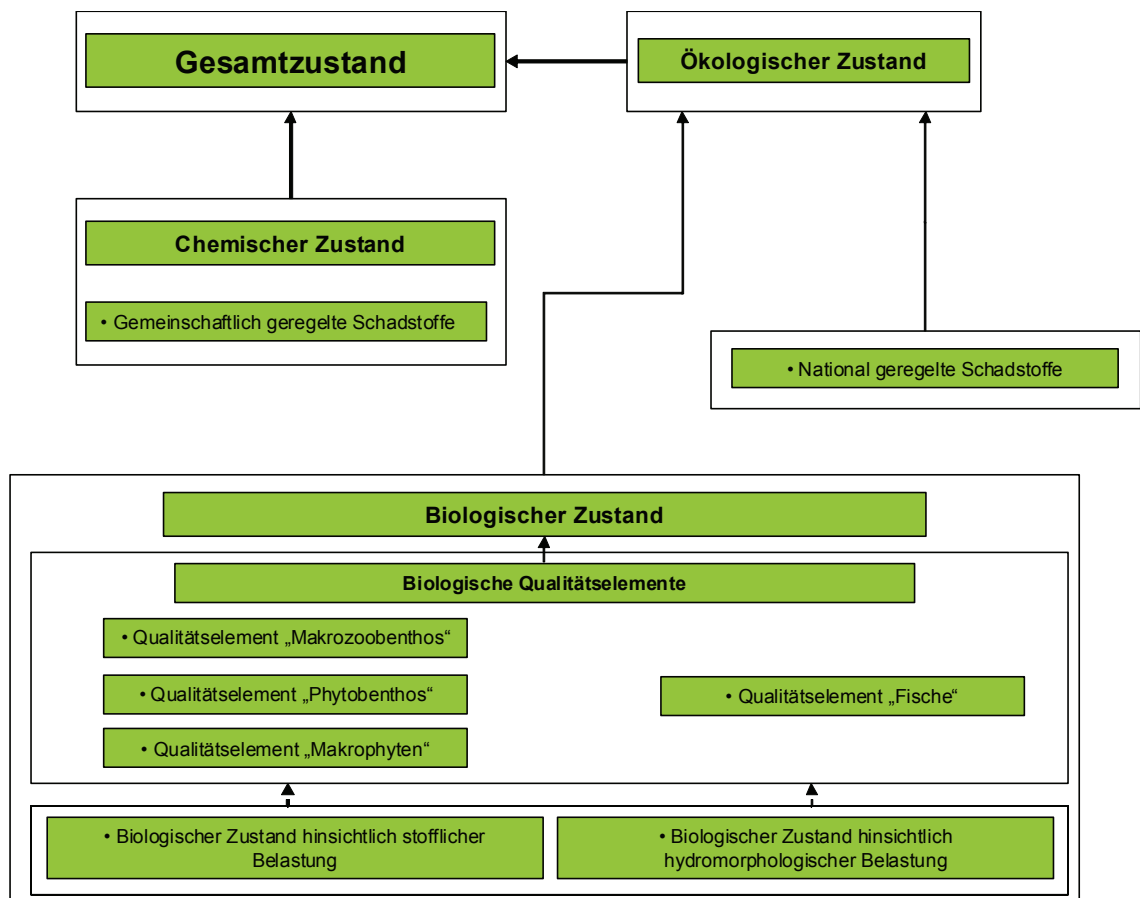


Abb. 53: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen der Glanmündung und der Mündung in die Drau

Abschnitt von der Mündung der Wimitz bis zur Mündung der Glanfurt

Der Abschnitt der Glan, der von der Mündung der Wimitz bis zur Mündung der Glanfurt reicht, hat eine Länge von circa 23,4 km. In diesen sind in unmittelbarer Nähe des Gewässers kaum natürliche Vegetationsbestände vorhanden, da zu 75% der Flächen der 30 m-Pufferzone auf Acker-Grünlandkomplexe und 23% auf Siedlungsgebiete zurückzuführen sind.

Durch die Komponente „Morphologie“ kommt bei der hydromorphologischen Ausweisung ein sicheres Risiko zum Vorschein; für das Element „Hydrologie“ wurde dagegen ein mögliches Risiko vergeben.

Die Bewertung der Fischbestände aus dem Jahre 2003 ergab, aus fischökologischer Sicht, einen guten Zustand.

Die Qualitätselemente „Makrophyten“ und „Makrozoobenthos“ wiesen 2007 einen sehr guten bzw. guten biologischen Zustand aus, während mittels „Phytobenthos“ nur ein mäßiger Zustand festgestellt werden konnte.

Aus chemisch-physikalischer Sicht liegen in jüngster Zeit zwar keine Grenzwertüberschreitungen gemäß WRRL vor, allerdings bei den Nähr- bzw. Sauerstoffparametern (DOC, BSB5, PO₄-P) wurden im Untersuchungszeitraum des öfters Umweltqualitätsnormverletzungen beobachtet.

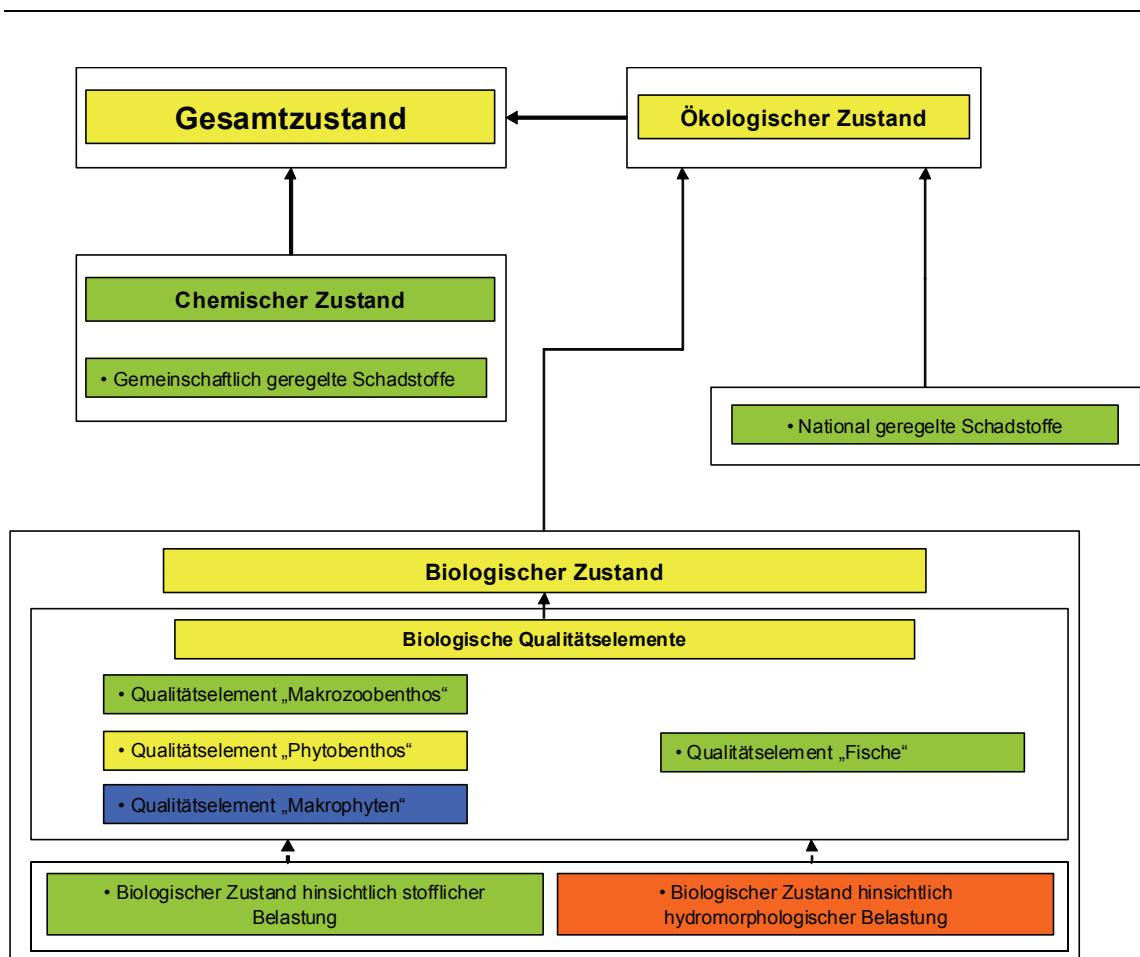


Abb. 54: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen der Wimitzmündung und Glanfurtmündung

Abschnitt von der Mündung der Glanfurt bis zur Mündung in die Gurk

Die Länge des Abschnittes von der Glanfurt bis zur Mündung der Glan in die Gurk beträgt 5,3 km.

Die meisten Flächen in nächster Umgebung der Glan (innerhalb der 30 m-Pufferzone) können auf Flächen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung zurückgeführt werden (83%). Lediglich 14% kommen dagegen auf Baum- und Buschbestände.

Durch ein sicheres Risiko in der Morphologie, wurde 2004 ein hydromorphologisches Risiko der Zielverfehlung ausgewiesen.

Nach einem mäßigen Ergebnis bei den Auswertungen der Fischbestandsaufnahmen von 2003, konnte 2007 ein guter fischökologischer Zustand vorgezeigt werden.

Anhand der Qualitätselemente „Makrophyten“ und „Phytobenthos“ konnte bei den Erhebungen 2007 ein sehr guter bzw. guter Zustand festgestellt werden. Das Qualitätselement „Makrozoobenthos“ ergab dagegen einen mäßigen biologischen Zustand.

Bei den chemisch-physikalischen Parametern konnten erhöhte bzw. grenzwertüberschreitende Konzentrationen bei den allgemein chemisch-physikalischen Stoffen (DOC, BSB5, PO₄-P) dargestellt werden. Aktuell betrifft dies den Parameter PO₄-P, alle weiteren untersuchten Stoffe lagen 2007 unter den vorgeschriebenen UQN's.

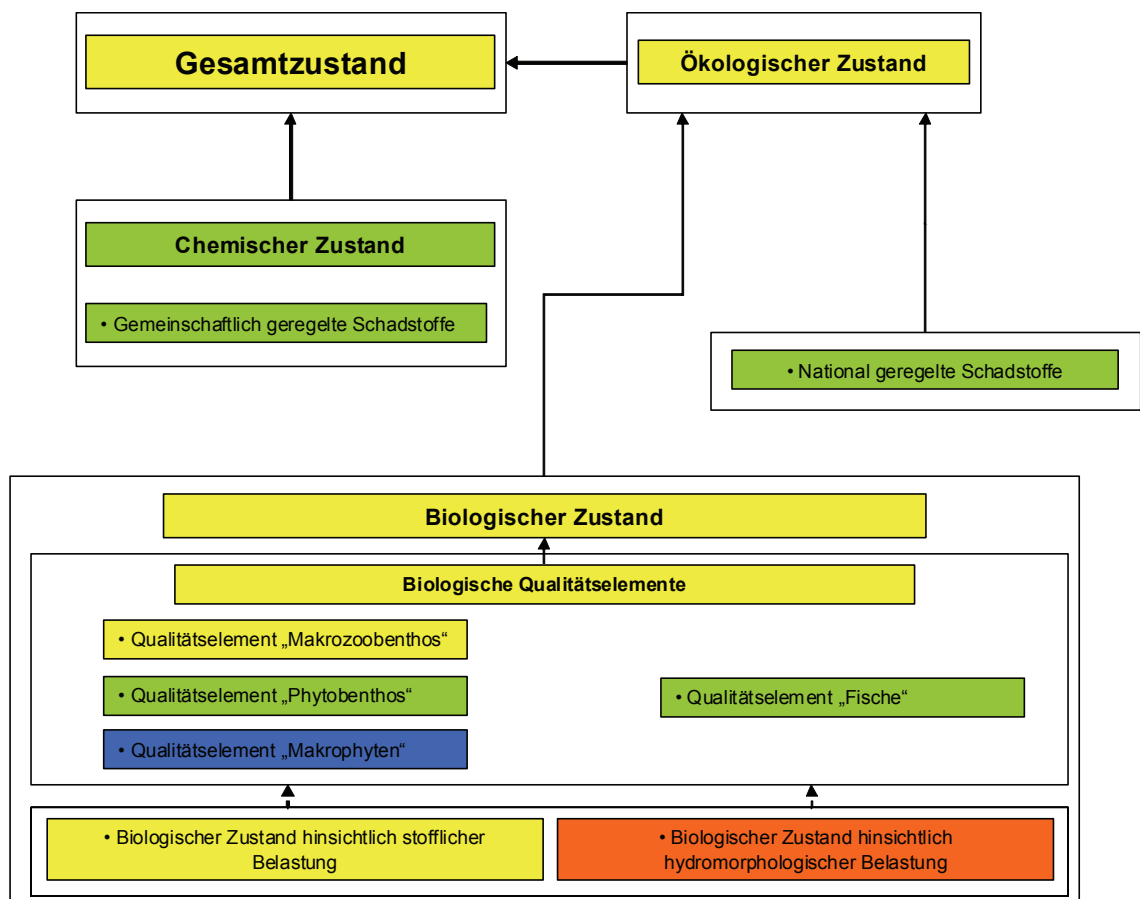


Abb. 55: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen der Glanfurtmündung und Mündung in die Gurk

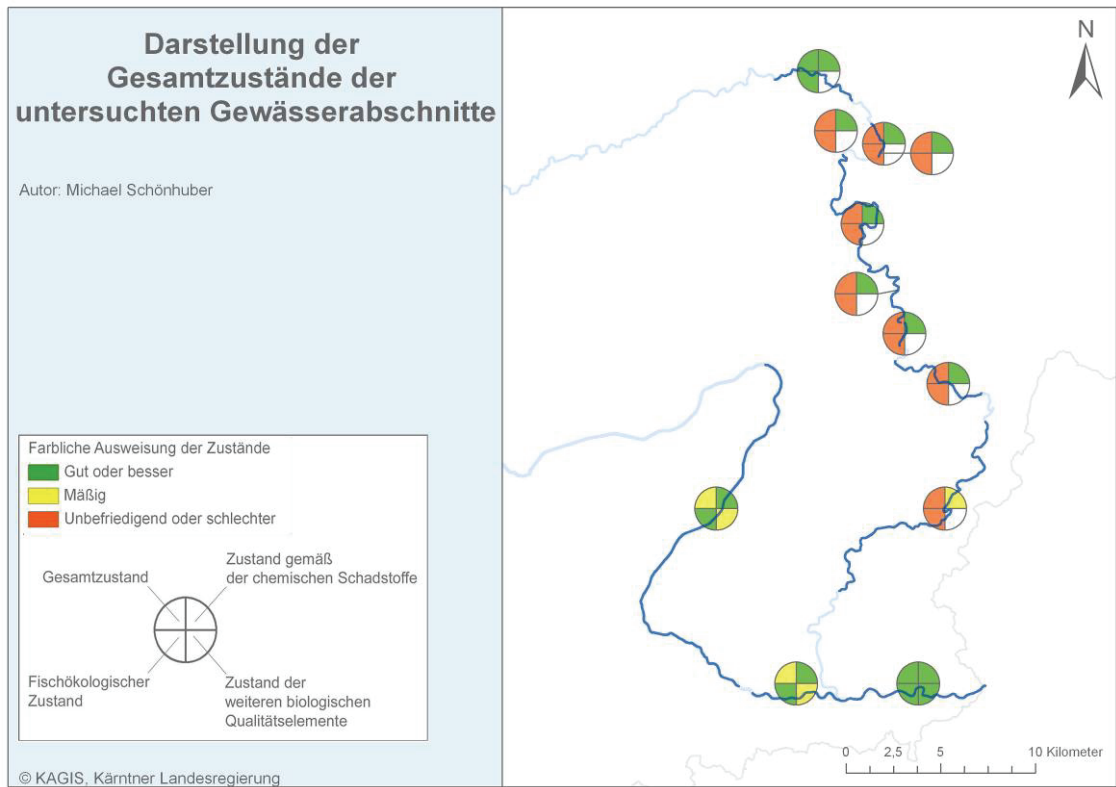


Abb. 56: Kartographische Zusammenfassung der Gesamtzustände für die untersuchten Abschnitte

Diskussion

Die Fischbestände der Gurk und der Glan waren im letzten Jahrzehnt immer wieder Gegenstand von fischökologischen Untersuchungen. Insbesondere an der Gurk flussab der Metznitzmündung wurde von Fischereiberechtigten und Pächtern ein Rückgang der Fischvorkommen beklagt (KERSCHBAUMER 2002).

Die fischökologischen Untersuchungen im Laufe der Jahre ergaben für die dortigen Fischarten einen in Biomasse und Individuendichte reduzierten Fischbestand, wobei vor allem die Äschen unter den Lebensbedingungen zu leiden schienen.

Die Auswertung nach WRRL der zwischen 2001 und 2007 erhobenen Daten untermauerte diese Hypothese. Für den Abschnitt zwischen KW Krumpföden und KW Rain konnten, aus fischökologischer Sicht, lediglich unbefriedigende (oder schlechtere) Zustände festgestellt werden. Als hauptsächliche Ursachen wurden einerseits die regelmäßigen Kontinuumsunterbrechungen, andererseits erhöhte Konzentrationen anorganischer Stickstoffverbindungen angenommen (KERSCHBAUMER 2002).

Eine hohe Giftigkeit für Fische seitens der Stickstoffverbindungen besteht insbesondere für die Formen NH_3 (Ammoniak), $\text{NH}_4\text{-N}$ (Ammonium-Stickstoff) und $\text{NO}_2\text{-N}$ (Nitrit-Stickstoff). Alle drei Formen kommen in der Natur als Zwischenprodukte des Stickstoff-Zyklus vor. Dieser beschreibt die Umwandlungsprozesse von organisch gebundenem Stickstoff bis hin zu molekularem Stickstoff. Geregelt werden diese durch Bakterien und können, unter bestimmten Bedingungen (z.B. in anoxischen Lebensräumen), auch in entgegengesetzter Richtung verlaufen (SILIGARDI et al. 2007).

Die Giftigkeit der Stickstoffverbindungen hängt zudem auch von weiteren Umweltvariablen, wie pH-Wert, Wassertemperatur und Chloridgehalt, ab, die aus diesem Grund auch in die Grenzwertberechnung zur Umsetzung der WRRL einbezogen werden.

Umweltqualitätsnormüberschreitungen des Nitrits konnten im Laufe der Auswertungen für die Gurk lediglich einmal, und zwar im obersten Abschnitt,

festgestellt werden. Eine Verschlechterung des Fischbestandes konnte in dem betroffenen Jahr allerdings nicht nachgewiesen werden.

Das für Fische äußerst giftige Ammoniak selbst wird zwar gemäß der WRRL nicht direkt bewertet, allerdings steht es im chemischen Gleichgewicht mit dem Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$.

Ammoniak selbst wurde zudem 2002 in Sedimentanalysen des Stauraumes Passering in für Fische als toxisch geltenden Konzentrationen vorgefunden. Der Verdacht, dass hohe Ammoniakkonzentrationen auch in den weiteren Stauräumen vorhanden sind und durch immer wieder durchgeführte Stauraumspülungen in den Fluss freigesetzt werden können, wurde als mögliche Mitursache für den reduzierten Fischbestand angesehen (KERSCHBAUMER 2002).

Hohe pH-Werte sowie Temperaturen verlagern das Gleichgewicht von Ammonium in Richtung Ammoniak, sodass ein erhöhtes Vorkommen von Ammonium kritisch betrachtet werden muss.

Erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen konnten an der Gurk lediglich an der Messstelle HG Mölbling in den Jahren 2002 und 2003 nachgewiesen werden. Die Konzentrationsquotienten des $\text{NH}_4\text{-N}$ in der fließenden Welle lagen immer unter den vorgegebenen Grenzwerten. Allerdings konnten im Jahr 2002 an drei Terminen teils starke Grenzwertüberschreitungen festgestellt werden. Ob diese aber auch langfristig Schäden der aquatischen Fauna hervorgerufen haben ist eher unwahrscheinlich. Ab dem Jahr 2002 lagen die Ammonium-Konzentrationen konstant auf einem unbedenklichen Niveau.

Tendenziell ist über die Jahre hinweg ein Rückgang sowohl der Ammonium-Stickstoff- als auch der Nitritkonzentrationen zu beobachten.

Die These des Ammoniaks bzw. des Nitrits als Ursache für die schlechten Fischbestände der Gurk konnten die Auswertungen nicht bestätigen, wenn auch verdächtige Messwerte festgestellt werden konnten.

Wehranlagen von Wasserkraftwerken scheinen vor allem Auswirkungen auf Fischarten zu haben, die in der Fortpflanzungszeit lange Migrationen auf sich nehmen, um geeignete Laichhabitats aufzusuchen. An der Gurk ist dieses Problem besonders akut, da durch die zahlreich vorhandenen

Kraftwerksanlagen, viele Kontinuumsunterbrechungen gegeben sind und die Äsche, als eine der Leitarten des Gewässers, die gewohnten Migrationen während der Laichzeiten kaum noch durchführen kann. Ohne geeignete Fortpflanzungsmöglichkeiten ist ein Nachschub der Jungfische gefährdet, mit Auswirkungen auf den gesamten Äschenbestand. Im Laufe der letzten Jahre wurden allerdings auch an der Gurk ökologische Maßnahmen, in Form von Fischaufstiegshilfen, getätigt (bzw. geplant), um die Durchgängigkeit entlang der Längachse des Gewässers zu verbessern (KERSCHBAUMER 2004). KERSCHBAUMER stellte zwar eine Verbesserung des Fischbestandes (insbesondere der Äschen) flussabwärts des seit 2002 mit Fischaufstiegshilfe dotierten Kraftwerkes Pölling, im Vergleich zu den Fischerhebungen flussaufwärts bis zum KW Pöckstein, fest, allerdings ergab auch hier die Bewertung nach WRRL einen lediglich unbefriedigenden fischökologischen Zustand. Andererseits ist zu vermuten, dass die Fischpopulation eine gewisse Zeit braucht, um sich den neuen Umständen anzupassen bzw. die verminderte Population wieder aufzubauen. Fischökologische Erhebungen im Rahmen der GZÜV im laufenden Jahr lassen aber einen positiven Trend des Fischbestandes im Abschnitt flussauf des KW Pölling erkennen (MMag. Rauter, mündliche Mitteilung).

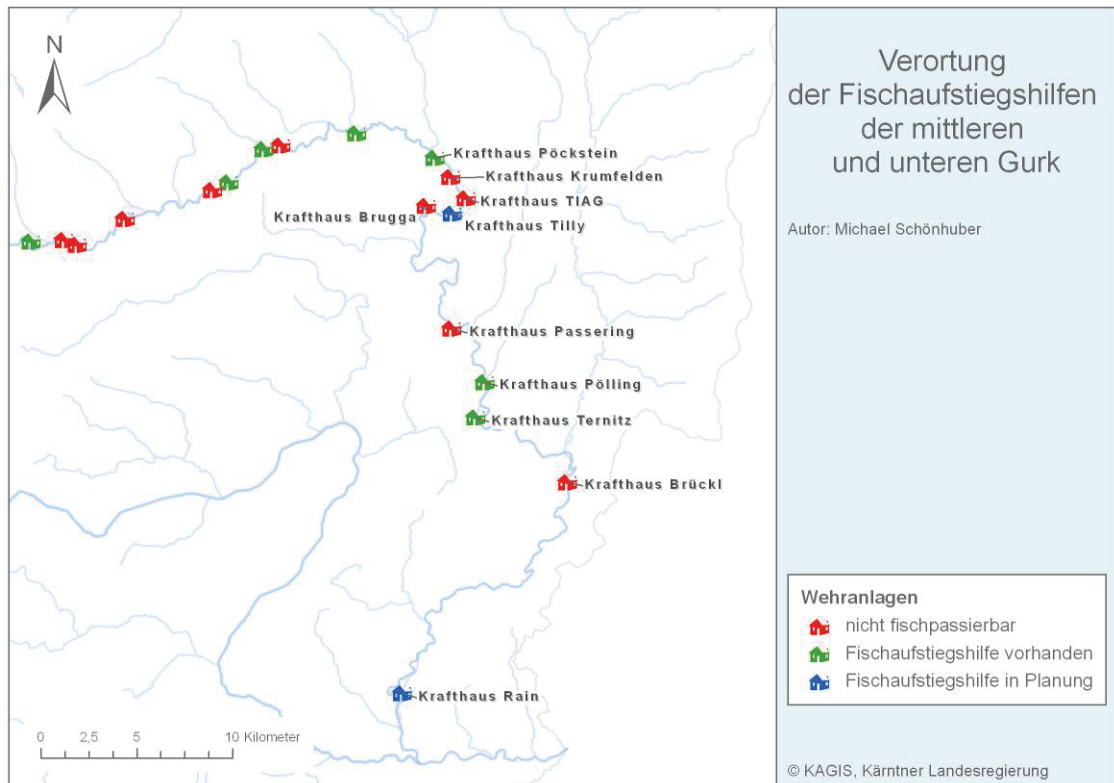


Abb. 57: Verortung der Fischaufstiegshilfen an der Gurk

Andererseits sind an der Gurk auch Gewässerabschnitte vorhanden, die, trotz der morphologischen Naturbelassenheit des Flusses und ausreichender Länge (in Hinsicht auf die Migrationsangewohnheiten gewisser Fischarten), einen schlechten Fischbestand aufweisen. Sowohl im Bereich KW Tilly bis KW Passering als auch zwischen dem KW Brückl und dem KW Rain, konnten bei den Auswertungen unbefriedigende fischökologische Zustände ausgewiesen werden.

Hier scheinen, neben dem zuvor besprochenen Faktor, vor allem chemisch-physikalische Parameter eine Rolle zu spielen. In der Nachkriegszeit haben Industrieniederlassungen entlang der Gurk die in ihren Produktionsprozessen anfallenden Nebenprodukte und Rückstände in teils unzureichend gesicherten Deponien angehäuft. Dieser Umstand birgt nicht nur einen Gefährdungsfaktor für das Grundwasser, sondern kann, bei Verortung in unmittelbarer Nähe zum Flussufer, auch ein Risiko für die aquatischen Lebensgemeinschaften der Oberflächengewässer darstellen.

Die Verschneidung mit dem Altlastenkataster hat für die Gurk sowohl für die Siedlungsgebiete Treibach-Althofen als auch Brückl Altablagerungen bzw. Altstandorte ausgewiesen, die zurzeit zwar Sanierungsmaßnahmen unterliegen, aber immer noch eine stoffliche Belastung für die Umwelt darstellen bzw. darstellen können.

Tab. 20: Altlasten der Prioritätenklasse 1 im Einzugsgebiet der Gurk

Bezeichnung der Altlast	Deponie Roßwiese - Altlast K 7	Kalkdeponie I_II - Altlast K 20	Donau Chemie Brückl - Altlast K 5
Bezirk:	St. Veit an der Glan	St. Veit an der Glan	St. Veit an der Glan
Gemeinde:	Althofen	Brückl	Brückl
Art der Altlast:	Altablagerung	Altablagerung	Altstandort
Art der Ablagerungen:	Aushubmaterial/Abraum, Bauschutt, gefährliche Abfälle	Bauschutt, gefährliche Abfälle, Industrie-/Gewerbemüll	Erzeugung sonstiger org. Grundstoffe
Volumen:	700.000 m ³	230.000 m ³	45.000 m ²
Ablagerungszeitraum:	1940 bis 1992	1926 bis 1981	seit 1910
Schadstoffe:	Metalle	CKW, Hexachlorbutadien, Hexachlorbenzol	CKW, Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, Tetrachlorethen, Trichlorethen
Gefährdete Schutzgüter:	Grundwasser	Grundwasser, Oberflächengewässer	Grundwasser, Oberflächengewässer
Prioritätenklasse:	1	1	1
Datum der Altlastausweisung:	10.01.1994	20.10.2000	27.07.1993
Datum der Prioritätenklassifizierung:	23.08.1996	12.02.2004	19.02.1999
Status Sanierung im Altlastenatlas:	Sicherung in Durchführung	Sanierung in Durchführung	Sanierung in Durchführung
letzte Aktualisierung im Altlastenatlas:	26.09.1996	12.02.2004	01.03.2001

Insbesondere im Unterlauf der Gurk bei Brückl geht von den Altlasten K5 und K20 eine ausgewiesene Gefährdung des Oberflächengewässers aus (vgl. UMWELTBUNDESAMT – ÖSTERREICH 2008B). Die chemischen Bewertungen der Gewässerdaten flussabwärts der Altlaststandorte ergaben eine bedeutsame Überschreitung des Schadstoffes „Hexachlorbutadien“. Der Parameter ist, u.a. wegen seiner erheblichen Ökotoxizität gegenüber aquatischen Organismen bekannt (vgl. UMWELTBUNDESAMT – DEUTSCHLAND 2008), sodass eine signifikante Auswirkung auch auf die Biozönose, insbesondere der empfindlicheren Fischarten, nicht auszuschließen ist (vgl. KERSCHBAUMER 2006).

Die Verschneidungen der Uferbegleitstreifen ließen nur wenige Aussagen in Bezug auf die Fischbestände treffen; zum einen lässt sich eine Übereinstimmung von durch Siedlungsflächen gekennzeichnete Uferbegleitzone und den schlechten Fischbeständen im Abschnitt KW TIAG - Rückleitung TIAG erkennen, andererseits hat die flächige Auswertung des untersten Abschnittes der Gurk (zwischen Glanmündung und Mündung in die Drau) einen großteils natürlichen Uferbegleitstreifen ergeben (bei gleichzeitigem guten Zustand des Fischbestandes). Allerdings lässt sich nicht sagen, welchen Stellenwert der Uferbegleitstreifen in diesen Abschnitten hat. Die morphologischen Regulierungen und die hydrologischen Eingriffe in der oberen Strecke sowie der Einfluss der Gewässer Glan und Drau im unteren Bereich auf die Gurk können durchaus wichtigere Einflüsse auf die Fischpopulationen darstellen als die Zusammensetzung des Uferbegleitsaumes.

Aus chemisch-physikalischer Sicht konnten in der Gurk keine signifikanten Folgen des großteils schlecht ausgebildeten Uferbegleitstreifens angetroffen werden: zwar ist die Gurk nach starken Niederschlagsereignissen durch eine anhaltende Trübe charakterisiert, allerdings kann dies auf geologische Gegebenheiten des Einzugsgebietes, vor allem des Zubringers Metnitz (aus dem slawischen Metnica „die Trübe“), erklärt werden. Im Bereich des untersuchten Mittel- und Unterlaufes der Gurk konnten keine ungewöhnlichen Erhöhungen der Trübe durch den Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ erkannt werden, sodass die mineralischen Einträge aus dem Umland eher als gering einzustufen sind.

Lediglich beim Parameter „Nitrat-N“ kann der kontinuierliche Anstieg entlang des Verlaufes der Gurk als Ursache des schlecht ausgebildeten Uferbegleitsaumes, sowie den zunehmend landwirtschaftlich genutzten Flächen, gedeutet werden, wobei hervorgehoben werden muss, dass die Nitratkonzentrationen sich immer deutlich unter den Grenzwerten bewegen.

Prozentuelle Anteile der Vegetationstypen im Uferbegleitstreifen

Autor: Michael Schönhuber

© KAGIS, Kärntner Landesregierung

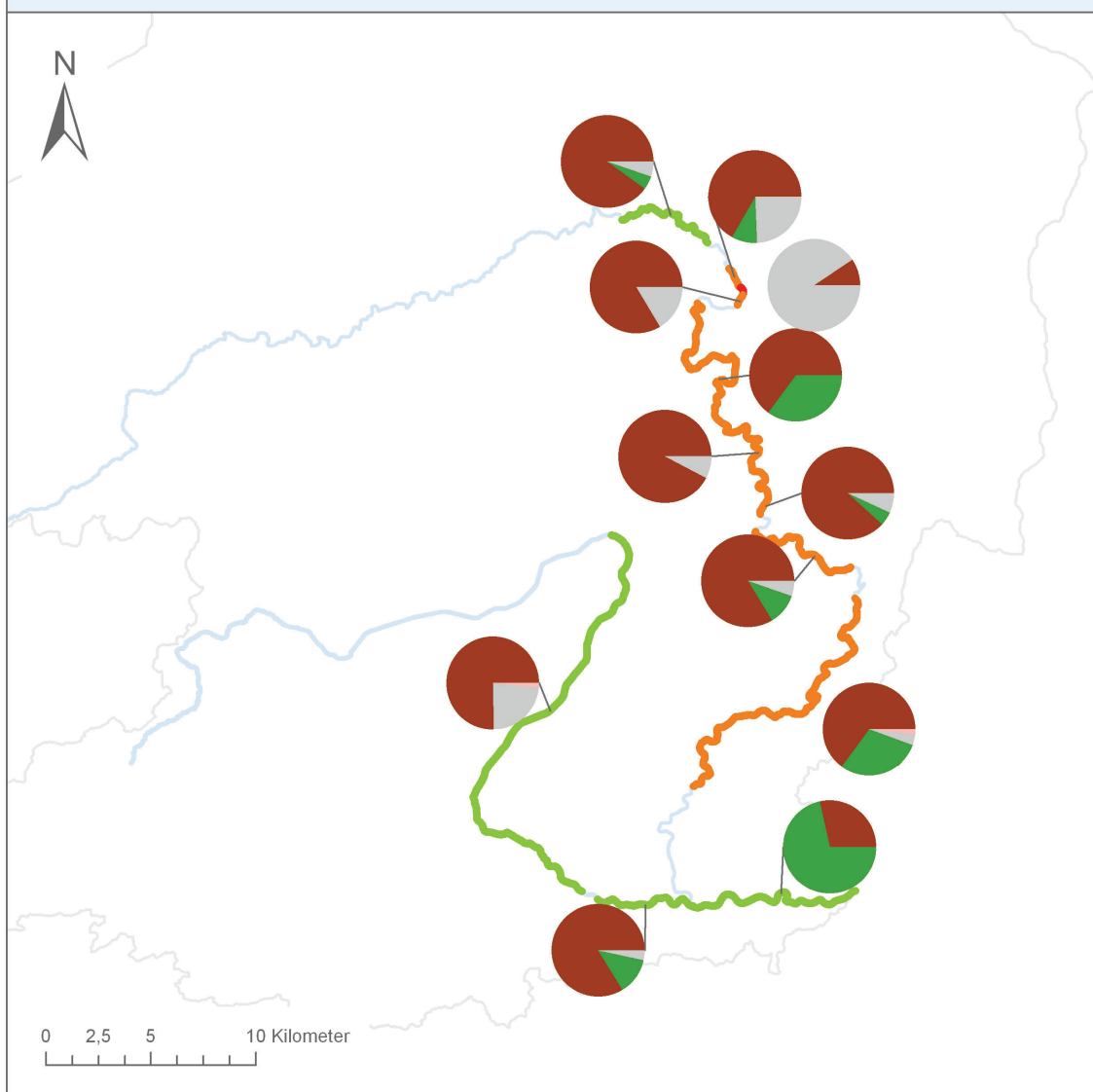


Abb. 58: Prozentuelle Anteile der Vegetationstypen im Uferbegleitstreifen

Während die Gurk im gesamten Verlauf kaum nennenswerte Nährstoffkonzentrationen aufweist, verleiht die vermehrte Präsenz wichtiger kommunaler Abwasserreinigungsanlagen sowie intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächenden Glangewässern ein unterschiedliches Bild: die Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ weisen konstant erhöhte Konzentrationen vor.

Ist der Ursprung der teilweise Grenzwert überschreitenden Orthophosphatkonzentrationen durch die Kläranlagen zu erklären, kann beim Nitrat-N ein erhöhter Eintrag durch das Umland angenommen werden. Der Parameter Nitrat-N erscheint nämlich nicht nur im Mittel- bzw. Unterlauf in erhöhten Mengen, sondern kann ebenfalls an der obersten Messstelle der Glan, flussauf der Kläranlage „Feldkirchen“, in Konzentrationen nachgewiesen werden, die nicht mehr einem unbelasteten Gewässer entsprechen.

Vergleich der Nährstoffparameter Nitrat (NO₃-N) und Orthophosphat (PO₄-P)

Autor: Michael Schönhuber

© KAGIS, KIS, Kärntner Landesregierung

Komunale Kläranlagen
Einwohnerwerte (EW)

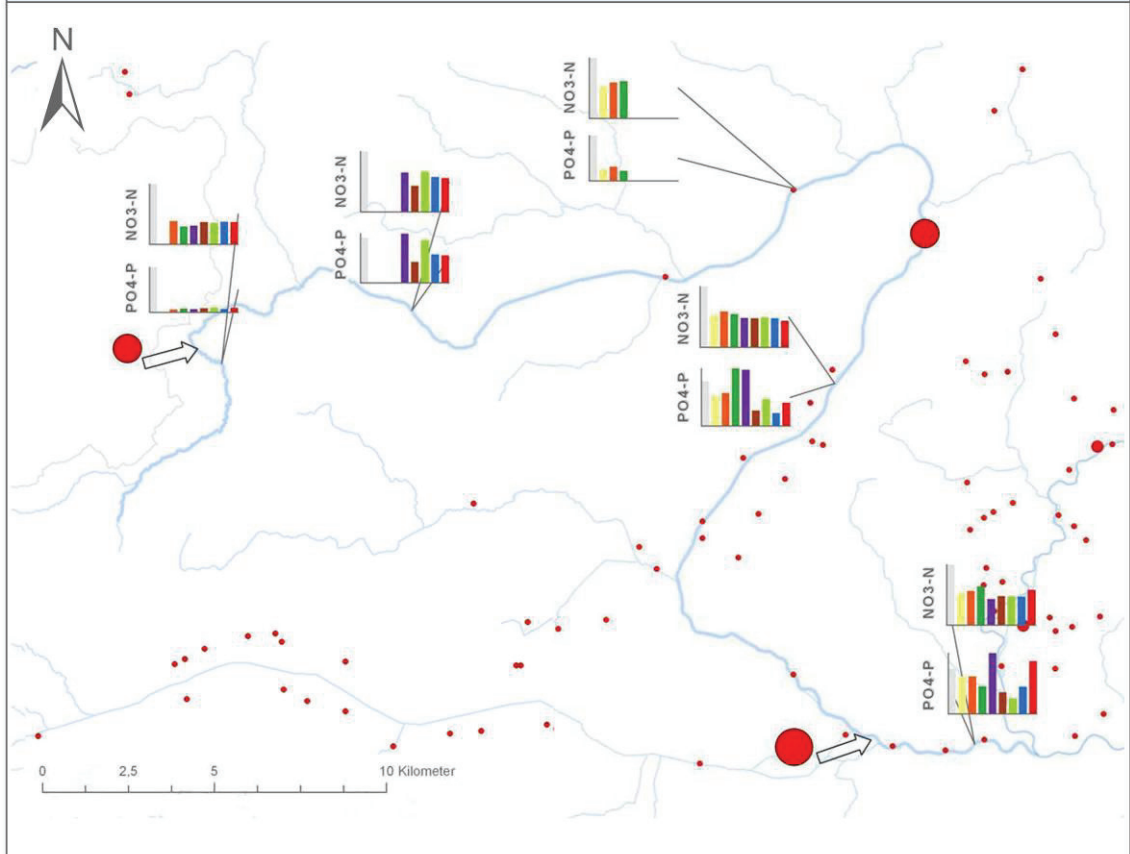
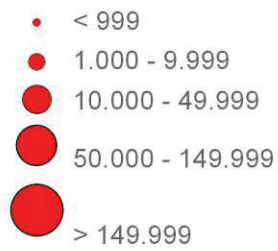


Abb. 59: Vergleich der Nährstoffparameter NO₃-N und PO₄-P

Diese Umstände scheinen allerdings keine negativen Auswirkungen auf den bestehenden Fischbestand der Glan zu haben. Der fischökologische Zustand kann sowohl für den Abschnitt zwischen der Mündung der Wimitz und der Mündung der Glanfurt als auch für den Abschnitt zwischen Glanfurt und Mündung in die Gurk als gut beschrieben werden.

Die Nährstoffeinträge spiegeln sich lediglich in den Qualitätselementen „Phytobenthos“ bzw. „Makrozoobenthos“ wider. Anhand dieser wurde den untersuchten Abschnitten der Glan der mäßige Zustand zugesprochen.

Zusammenfassend kann unter anderem festgehalten werden, dass:

- die großteils unbefriedigenden oder schlechten fischökologischen Zustände der Gurk weniger durch vorhandene Stickstoffverbindungen (Nitrit, Ammonium-Stickstoff, Ammoniak) hervorgerufen zu sein scheinen als durch die Präsenz anderer Schadstoffe und/oder Unterbrechungen der Gewässerdurchgängigkeit.
 - die erhöhten Nährstoffkonzentrationen des Unterlaufes der Glan keine erkennbaren, negativen Auswirkungen auf die dortigen Fischbestände zu haben scheinen.
 - die morphologische Risikoausweisung der untersuchten Gewässer entweder nicht in signifikanter Korrelation mit den Fischbeständen stehen oder aber die Auswirkungen durch weitere Umweltfaktoren verdeckt werden.
 - keine signifikanten Auswirkungen der Zusammensetzung des Uferbegleitsaumes auf den fischökologischen Zustand festgestellt werden konnte.
-

Obwohl die Auswirkungen des Uferbegleitsaumes auf die Ökologie der Flüsse Gurk und Glan nicht wahrnehmbar gewesen sind, wäre es weiterhin interessant die Uferstrukturen inklusive den Vegetationsbeständen an zusätzlichen Gewässern zu untersuchen. Auch Parameter wie Geologie, Beschaffenheit und Porosität der Böden sowie Oberflächenneigung sollten in diesem Zusammenhang beachtet werden. Zudem sollte auch den Zubringern vermehrt Interesse gewidmet werden, da sie eine Quelle beachtlicher Nährstoffeinträge als auch Einträge mineralischer Herkunft darstellen können.

Des Weiteren ist auch die Genauigkeit der Vegetationsaufnahmen zu beachten. Selbst für flächendeckend, relativ detaillierte Aufnahmen, wie es die Vegetationsaufnahmen von HARTL et al. 2001, sind, können beim Vergleich mit den aktuellen Luftbildern teils deutliche Unterschiede festgestellt werden (Abb. 60).

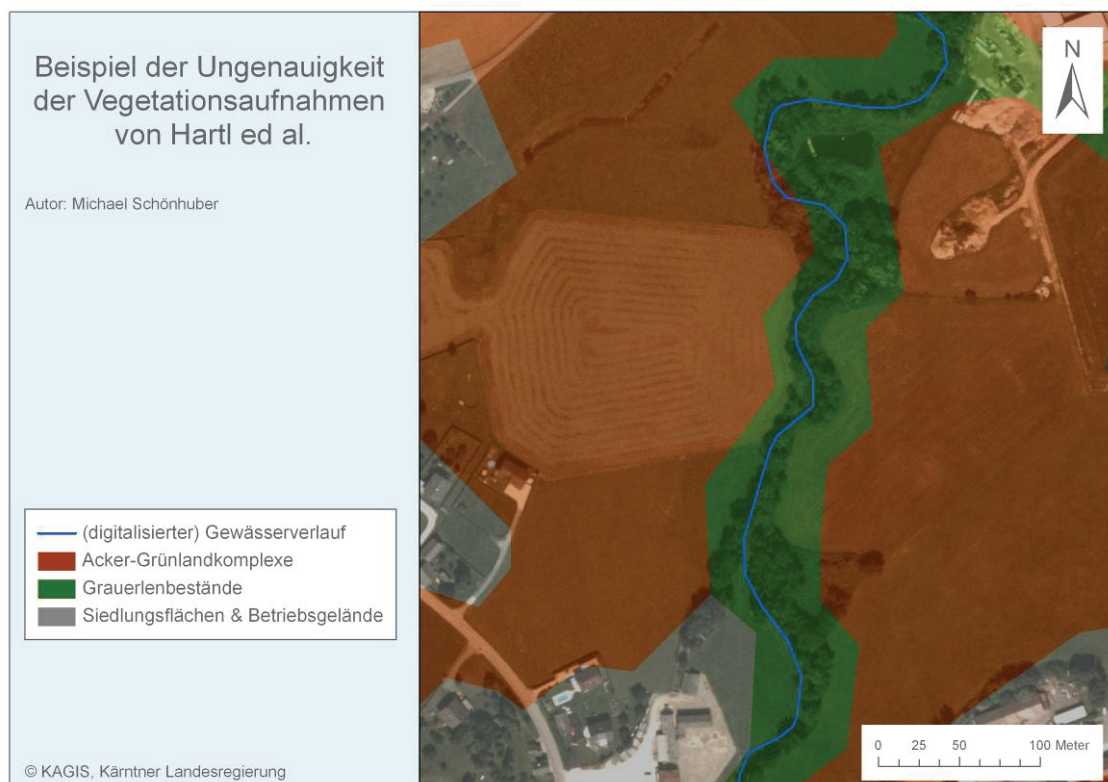


Abb. 60: Beispiel der Ungenauigkeit der Vegetationsaufnahmen von HARTL et al. 2001

Da es sich bei dem von SILIGARDI et al. 2007 angenommenen funktionell wichtigen Uferbegleitstreifen um ein auf 60 Meter beschränktes Gebiet entlang der Fließgewässer handelt, sollte eventuell eine neuerliche, auf Luftbildern basierende Digitalisierung der sich dort befindenden Vegetationsbeständen in Anbetracht gezogen werden.

Literatur

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2004): EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG – Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme. - Wien, 212 pp.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2006): 96. Verordnung – Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG)

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2007): 267. Verordnung – Änderung der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2008): EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG – Arbeitsdokument für die Bund-Länder Planung – Fachliche Grundlagen zu den Umweltzielen für Oberflächengewässer. Wien, 91 pp.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2008): Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2005. – Wien, 2008

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2008): EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG – Arbeitsdokument für die Bund-Länder Planung zur Erstellung des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans, Teil 2 Oberflächengewässer. – Wien, 177 pp.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2008): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der

allgemein physikalisch-chemischen Parameter in Fließgewässern gemäß WRRL, Wien, 30 pp.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2008): Zustandsbewertung der Oberflächenwasserkörper – Dokumentation und Erläuterung der Bearbeitungsschritte. – Wien. 18 pp.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): 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. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxemburg <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:DE:HTML> (11.12.2008)

DJOKIC, D. (2007): Comprehensive terrain preprocessing using Arc Hydro tools (Draft).

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (2007): Arc Hydro Tools – Tutorial Version 1.2. Ftp://RiverHydraulics:river.1114@ftp.esri.com. (11.12.2008)

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (2008): Arc Hydro Tools – Tutorial Version 1.3. Ftp://RiverHydraulics:river.1114@ftp.esri.com. (11.12.2008)

HARTL, H., STERN R. & M. SEGER (2001): Karte der aktuellen Vegetation von Kärnten. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.

HAUNSCHMIED, R. et al. (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologische Zustands gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, Schriftreihe des

Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 23, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien, 104 pp.

HONSIG – ERLenburg, W. & G. WIESER (1997): Die Gurk und ihre Seitengewässer, Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt, 183 pp.

HONSIG – ERLenburg, W. & W. PETUTSCHNIG (2002): „Natur Kärnten“, Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln – Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt, 256 pp.

HONSIG – ERLenburg, W., WIESER, G., et al. (2008): Gewässerzustandsverordnung Fließgewässer Kärnten – Erhebung des Qualitätselements Fische. – Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt, 235 pp.

KERSCHBAUMER, G. (2002): Gewässerbetreuungskonzept Gurk, Arbeitspaket 11, Hydrobiologie / Gewässersystem. – Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt, 142 pp.

KERSCHBAUMER, G. (2003): Untersuchungen des Fischbestandes zwischen Pöckstein/Zwischenwässern und Brückl im Jahr 2002. Amt der Kärntner Landesregierung & Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt, 45 pp.

KERSCHBAUMER, G. & E. LORENZ (2004): Untersuchungen des Fischbestandes zwischen Pöckstein/Zwischenwässern und Brückl im Jahr 2003. - Amt der Kärntner Landesregierung & Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt, 42 pp.

KERSCHBAUMER, G., LORENZ, E. & U. PROCHINIG (2005): Untersuchungen des Fischbestandes zwischen Pöckstein/Zwischenwässern und Brückl im Jahr 2004. – Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt, 56 pp.

KERSCHBAUMER, G, LORENZ, E. & U. PROCHINIG (2006): Fischereiliche Beweissicherung der Gurk im Bereich Brückl bis Pischeldorf. – Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt, 33 pp.

LORENZ, E., RAUTER, A. et al. (2007): Untersuchungen des Fischbestandes der Gurk zwischen Pöckstein/Zwischenwässern und KW Passering im Jahr 2006. – Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt, 49 pp.

MADER, H., T. STEIDL & R. WIMMER (1996): Abflussregime österreichischer Fließgewässer. – Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, 192 pp.

MCKINNEY, D.C. & A.J. CZEKANSKI (2006): Introduction to Arc-Hydro: ACEH Basin Pilot Study. – CRWR Online Report 06-05, Center for Research in Water Resources, Austin, 141 pp.

MÜHLMANN, H. (2006): Leitfaden für die hydromorphologische Zustandserhebung. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 46 pp.

SCHOTZKO, N. et al. (2008): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente: Teil A1 – Fische. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 70 pp.

SILIGARDI, M. et al. (2007): I.F.F. Indice di funzionalità fluviale. APAT, Rom, 325 pp.

OFENBÖCK, T. et al. (2008): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente: Teil A2 – Makrozoobenthos. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 215 pp.

PFISTER, P. & E. PIPP (2008): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente: Teil A3 – Phytobenthos. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 89 pp.

PALL, K. & V. MOOSER (2008): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente: Teil A4 – Makrophyten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 60 pp.

WIESER, G. et al. (2008): Gewässerzustandsüberwachungsverordnung Fließgewässer Kärnten – Erhebung des Qualitätselements Makrophyten. – Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt am Wörthersee, 50 pp.

WIESER, G. et al. (2008): Gewässerzustandsüberwachungsverordnung Fließgewässer Kärnten – Erhebung der Qualitätselemente Makrozoobenthos und Phytobenthos. – Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt am Wörthersee, 116 pp.

WIMMER, R., WINTERSBERGER, H. & G. A. PARTHL (2007): Fließgewässertypisierung in Österreich – Hydromorphologische Leitbilder. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, DVD

UMWELTBUNDESAMT – DEUTSCHLAND: Datenblatt Hexachlorbutadien.

<http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/hexachlorbutadien.pdf>
(11.12.2008)

UMWELTBUNDESAMT – ÖSTERREICH: Altlasten in Kärnten.

<http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/altlasten/altlasteninfo/altlasten3/kaernten1/> (11.12.2008)

UMWELTBUNDESAMT – ÖSTERREICH: CORINE – Flächendeckende Erfassung der Flächennutzung

<http://www8.umweltbundesamt.at/umwelt/raumordnung/flaechennutzung/corine/>
(11.12.2008)

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Schematisierter Ermittlungsprozess des Gesamtzustandes eines Gewässers	7
Abb. 2: Verlauf der Flüsse Gurk und Glan	11
Abb. 3: Josephinische Karte (1787) - Ausschnitt des Gebietes östlich von Klagenfurt	12
Abb. 4: Abflussregimetypen und mittlere Wasserführung der Gurk und der Glan	13
Abb. 5: Ausweisung der Flächennutzung nach den Corine Landcover Aufnahmen aus dem Jahr 2000	14
Abb. 6: Detaillierter Ermittlungsprozess des Gesamtzustandes.....	16
Abb. 7: Fischregionen Kärntens (vgl. HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG 2002)	19
Abb. 8: Bewertungsmaske des fischökologischen Zustandes	21
Abb. 9: Beispiel einer Alterskurvenbewertung mittels Expertenbeurteilung	23
Abb. 10: Ermittlung der gewichteten Abundanzen und Individuendichten	24
Abb. 11: Verortung der Teilstrecken	25
Abb. 12: Räumliche Darstellung der Abschnitte aus Tab. 3.....	27
Abb. 13: Hilfsparameter für die Bewertung nach QZVO Ökologie	31
Abb. 14: Räumliche Ausweisung der Messstellen der chemisch-physikalischen Parameter	38
Abb. 15: Ablauf des Bewertungsprozesses der chemisch-physikalischen Parameter	39
Abb. 16: Schematisierter Ablauf zur Ermittlung der Einzugsgebiete	42
Abb. 17: detaillierter ArchHydro Workflow (vgl. DJOKIC 2007)	43
Abb. 18: Vergleich der Detailtreue zwischen den beiden Datensätzen	45
Abb. 19: Schematisierte Darstellung der Schritte zur Ausweisung des Uferbegleitsaumes	46
Abb. 20: Workflow zur Ausweisung des Uferbegleitsaumes	47
Abb. 21: Räumliche Ausweisung der fischökologischen Bewertungen	51

Abb. 22: Räumliche Ausweisung des Biologischen Zustandes nach den Makrophyten	52
Abb. 23: Räumliche Ausweisung des Biologischen Zustandes nach dem Makrozoobenthos	53
Abb. 24: Räumliche Ausweisung des Biologischen Zustandes nach dem Phytobenthos	53
Abb. 25: Beispiel der Darstellung der Zeitreihen.....	55
Abb. 26: Werte des Parameters „Blei gelöst“ im Zeitraum 2000 - 2007	56
Abb. 27: Werte des Parameters „Cadmium gesamt“ im Zeitraum 2000 - 2007	57
Abb. 28: Werte des Parameters „Hexachlorbutadien“ im Zeitraum 2000 - 2007	59
Abb. 29: Werte des Parameters „Quecksilber gesamt“ im Zeitraum 2000 - 2007	60
Abb. 30: Werte des Parameters „Ammonium-N“ im Zeitraum 2000 - 2007.....	62
Abb. 31: Werte des Parameters „Chrom gelöst“ im Zeitraum 2000 - 2007	63
Abb. 32: Werte des Parameters „Kupfer gelöst“ im Zeitraum 2000 - 2007	64
Abb. 33: Werte des Parameters „Nitrit-N“ im Zeitraum 2000 - 2007	66
Abb. 34: Werte des Parameters „Chlorid“ im Zeitraum 2000 - 2007	67
Abb. 35: Werte des Parameters „Zink gelöst“ im Zeitraum 2000 - 2007	68
Abb. 36: Werte des Parameters „Orthophosphat“ im Zeitraum 2000 - 2007.....	71
Abb. 37: Werte des Parameters „DOC“ im Zeitraum 2000 - 2007.....	72
Abb. 38: Werte des Parameters „BSB5“ im Zeitraum 2000 - 2007	73
Abb. 39: Werte des Parameters „Nitrat-N“ im Zeitraum 2000 - 2007	75
Abb. 40: Hydrologische Risiken der Zielverfehlung.....	76
Abb. 41: Morphologische Risiken der Zielverfehlung	77
Abb. 42: Hydromorphologische Risiken der Zielverfehlung	78
Abb. 43: Farbschema zur Darstellung der Zustände.....	79
Abb. 44: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen KW Magdalenen und KW Pöckstein	80
Abb. 45: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen KW Krumfelden und KW TIAG	82
Abb. 46: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen KW TIAG und der Rückleitung des KW TIAG	83

Abb. 47: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen flussab der Rückleitung des KW TIAG und dem KW Tilly.....	85
Abb. 48: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Brugga und dem KW Passering	86
Abb. 49: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Passering und dem KW Pölling	88
Abb. 50: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Pölling und dem KW Ternitz	89
Abb. 51: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Ternitz und dem KW Brückl	90
Abb. 52: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen dem KW Brückl und dem KW Rain.....	92
Abb. 53: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen der Glanmündung und der Mündung in die Drau.....	93
Abb. 54: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen der Wimitzmündung und Glanfurtmündung	95
Abb. 55: Gesamtzustand des Abschnittes zwischen der Glanfurtmündung und Mündung in die Gurk.....	96
Abb. 56: Kartographische Zusammenfassung der Gesamtzustände für die untersuchten Abschnitte	97
Abb. 57: Verortung der Fischaufstiegshilfen an der Gurk	101
Abb. 58: Prozentuelle Anteile der Vegetationstypen im Uferbegleitstreifen	104
Abb. 59: Vergleich der Nährstoffparameter NO ₃ -N und PO ₄ -P	106
Abb. 60: Beispiel der Ungenauigkeit der Vegetationsaufnahmen von HARTL et al. 2001	108

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Klassengrenzen des FIA (Fish Index Austria).....	21
Tab. 2: Befischungstermine, für die Bewertungen vorgenommen wurden bzw. vorlagen	24
Tab. 3: Ausgewiesene Abschnitte.....	26
Tab. 4: Liste der gemeinschaftlich (gelb) und national (grün) geregelten sowie der physikalisch-chemischen (blau) Schadstoffe (Teil 1)	33
Tab. 5: Liste der gemeinschaftlich (gelb) und national (grün) geregelten sowie der physikalisch-chemischen (blau) Schadstoffe (Teil 2)	34
Tab. 6: Ausgewählte Messstellen für die chemisch-physikalischen Parameter	37
Tab. 7: Fischökologischer Zustand der bewerteten Abschnitte.....	50
Tab. 8: Biologischer Zustand der drei Messstellen	52
Tab. 9: Messwerte des Parameters „Hexachlorbutadien“ an der Messstelle HG Reisdorf im Jahr 2007	58
Tab. 10: Messwerte des Parameters „Ammonium-N“ an der Mst. HG Mautbrücken im Jahr 2005	61
Tab. 11: Messwerte des Parameters „Ammonium-N“ an der Mst. HG Mölbling im Jahr 2002	62
Tab. 12: Messwerte des Parameters „Nitrit-N“ an der Messstelle HG Strassburg im Jahr 2003	65
Tab. 13: Messwerte des Parameters „Nitrit-N“ an der Messstelle HG Mautbrücken im Jahr 2004	66
Tab. 14: Messwerte des Parameters „Zink gelöst“ an der Messstelle HG Reisdorf im Jahr 2007	69
Tab. 15: Messwerte des Parameters „PO ₄ -P“ an der Messstelle HG Zell Gurnitz im Jahr 2007	70
Tab. 16: DOC - Messwerte an der Messstelle HG Aich im Jahr 2004	72
Tab. 17: BSB ₅ - Messwerte an der Messstelle HG Aich im Jahr 2004	73
Tab. 18: Messwerte des Parameters „Nitrat-N“ an der Messstelle HG Zell Gurnitz im Jahr 2007.....	74

Tab. 19: Messwerte des Parameters „Nitrat-N“ an der Messstelle HG Truttendorf im Jahr 2007	74
Tab. 20: Altlasten der Prioritätenklasse 1 im Einzugsgebiet der Gurk	102