

Beurteilung von Konzentrateinleitungen aus Membrananlagen für die zentrale Trinkwasserenthärtung




Fachinformationen für die Wasserbehörden



Baden-Württemberg

Beurteilung von Konzentrateinleitungen aus Membrananlagen für die zentrale Trinkwasserenthärtung

 Fachinformationen für die Wasserbehörden

BEARBEITUNG

LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Uwe Bergdolt
DVGW-Technologiezentrum Wasser, Dr. Uwe Müller, Dr. Frank Sacher
Ministerium für Umwelt, Klima, Energiewirtschaft, Dr. Ursula Maier,
Dr. Andrea Ungermann, Markus Lehmann
Regierungspräsidium Karlsruhe, Bernd Haller

STAND

08.2019

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

1	EINLEITUNG	4
2	PRINZIP DER UMKEHROSMOSE	6
3	VOR- UND NACHTEILE EINER ZENTRALEN ENTHÄRTUNG	8
4	ANTISCALANTS	9
4.1	Antiscalants für den Einsatz im Trinkwasserbereich	9
4.2	Einsatzmengen	9
4.3	Ökotoxikologische Daten	10
4.4	Verhalten in der Umwelt	11
4.5	Alternativen	11
5	UMGANG MIT KONZENTRATEN	14
6	RECHTLICHE ANFORDERUNGEN	15
6.1	Emissionsseitige Anforderungen	15
6.2	Immissionsseitige Anforderungen	15
6.3	Entscheidungskriterien	16
7	BEURTEILUNG	18
7.1	Anwendungsbereiche	18
7.2	Eingesetzte Antiscalants	18
7.3	Typische Zusammensetzung von Konzentraten aus der Enthärtung	18
7.4	Prüfschritte	20
	Schritt 1: Abschätzung über das Mischungsverhältnis	20
	Schritt 2: Vorausberechnung der Konzentrationserhöhung im Gewässer	21
	Schritt 3: Interpretation der berechneten Konzentrationserhöhung	21
7.5	Weitere Hinweise zum Umgang mit dem Konzentrat	22
8	LITERATUR	23
	Berechnung der Konzentrationserhöhung im Fließgewässer	29
	Forderung zur Konzentrationserhöhung	29
	Ablauf einer Berechnung am Beispiel von Gesamtphosphor (P_{ges})	29

1 Einleitung

In der kommunalen Trinkwasseraufbereitung in Deutschland werden in zunehmendem Maße Membrananlagen nach dem Prinzip der umgekehrten Osmose eingesetzt. Nanofiltrations- bzw. Umkehrosmoseanlagen werden bisher hauptsächlich für die Entsalzung (z. B. zur Entfernung von Sulfat, Chlorid, Nitrat) und Enthärtung eingesetzt. Obgleich die erste Umkehrosmoseanlage in der öffentlichen Wasserversorgung bereits 1982 in Betrieb ging, findet ein nennenswerter Einsatz dieser Aufbereitungstechnik erst seit 2005 statt. Im Jahr 2019 waren in Deutschland mehr als 70 Umkehrosmoseanlagen in Betrieb, die kumulativ etwa 55 Mio. m³ Trinkwasser pro Jahr abgaben. Mindestens 11 weitere Anlagen befanden sich im Bau bzw. in der Planung. Bild 1 stellt die bei Redaktionsschluss bekannten Umkehrosmoseanlagen in Abhängigkeit vom Jahr der Inbetriebnahme sowie der Trinkwasserproduktion dar. Die Grafik erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

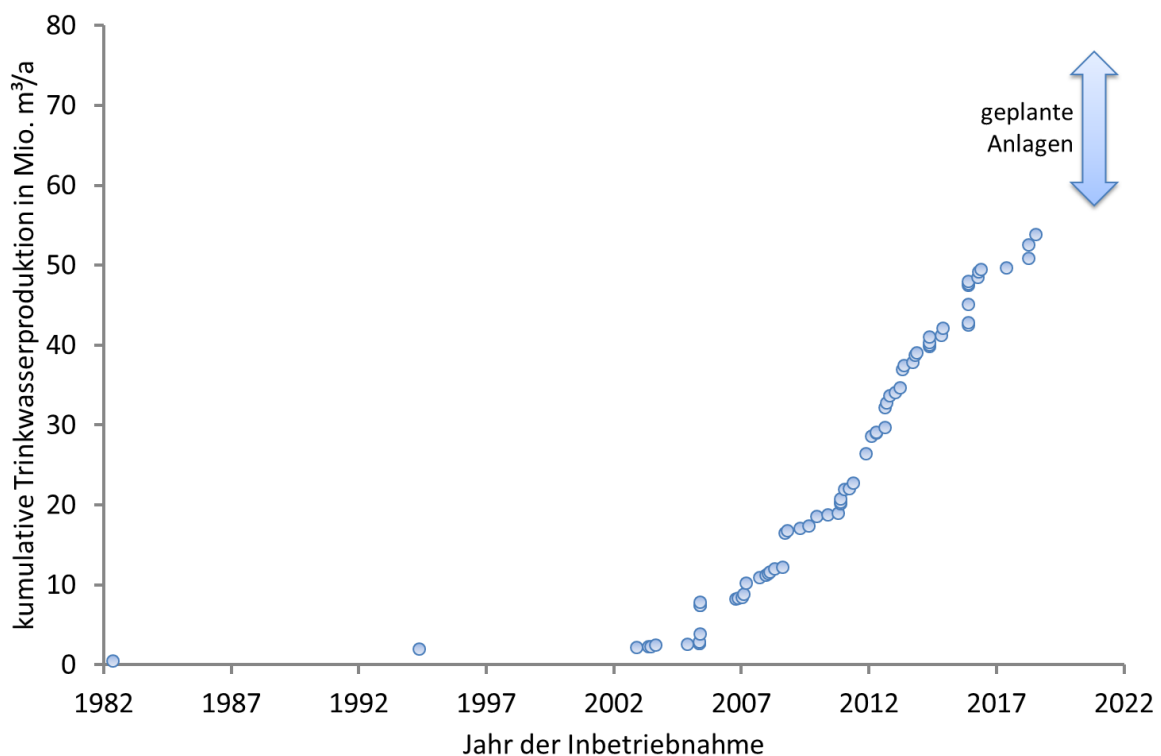


Bild 1: Nanofiltrations- und Umkehrosmoseanlagen in der öffentlichen Wasserversorgung in Deutschland; Quelle: TZW

Die Kapazität der Nanofiltrations- und Umkehrosmoseanlagen entspricht etwa 1 % der gesamten Trinkwasserabgabe aller Wasserwerke in Deutschland. Da sich weitere Anlagen in der Konzeptionsphase befinden, ist künftig von einer Zunahme der Zahl solcher Anlagen auszugehen. Eine genaue Prognose über das weitere Wachstum ist allerdings mit hohen Unsicherheiten behaftet. Wird beispielhaft das Wachstum aus der Vergangenheit linear in die Zukunft extrapoliert, resultiert in den nächsten 10 Jahren etwa eine Verdopplung der Zahl der Anlageninstallationen. Baden-Württemberg nimmt deutschlandweit eine führende Rolle bei der Installation von Umkehrosmoseanlagen ein.

Die Konzentrate von Nanofiltrations- bzw. Umkehrosmoseanlagen werden heute meist in Flüsse eingeleitet. Hierfür ist nach §§ 8, 9 und 57 WHG eine Einleitungserlaubnis erforderlich. Den zuständigen Wasserbehörden obliegt in diesem Rahmen die Aufgabe, die Einhaltung der gesetzlichen Anforderungen und die Auswirkungen der Konzentrateinleitung im Gewässer zu beurteilen sowie Anforderungen nach dem Stand der Technik und ggf. weitergehende gewässerbezogene Anforderungen an die Konzentratbeschaffenheit festzulegen.

Als Grundlage für die Beurteilung der Auswirkungen einer Konzentrateinleitung in Gewässer förderte das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg das Projekt „Untersuchungen der Auswirkungen einer Konzentrateinleitung aus Anlagen der zentralen Trinkwasserentsalzung in Fließgewässer“. Am Beispiel von Modellstandorten wurden die Auswirkungen von Konzentrateinleitungen aus Anlagen der zentralen Entsalzung bzw. Enthärtung auf die Fließgewässerbeschaffenheit und den biologischen Lebensraum im Gewässer untersucht. Die Ergebnisse des Projektes bildeten eine wesentliche Grundlage für die vorliegende Fachinformation.

Die in der Fachinformation zusammengestellten Kriterien sollen eine Hilfestellung bei der Beurteilung von Konzentrateinleitungen im Rahmen eines Zulassungsverfahrens für eine Einleitung geben.

2 Prinzip der Umkehrosmose

In Umkehrosmoseanlagen wird Rohwasser unter Druck über Membranen geführt. Diese sind im Wesentlichen nur durchlässig für Wassermoleküle und Gase. Als Produkt entsteht entsalztes bzw. enthärtetes Wasser, das sogenannte Permeat. Das Wirkprinzip ist in Bild 2 dargestellt. Während des Prozesses werden die Wasserinhaltsstoffe des Rohwassers aufkonzentriert (Mineralisierung des Rohwassers) und verlassen die Anlage als Konzentrat. Letzteres wird auch als Retentat bezeichnet.

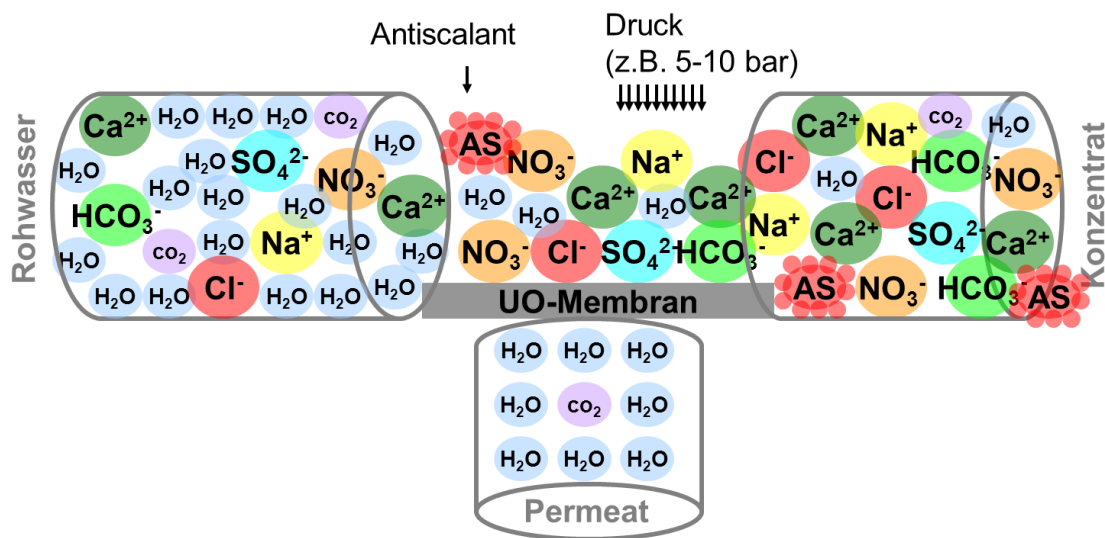


Bild 2: Prinzip der Umkehrosmose (UO); Quelle: TZW

Ein Umkehrosmosemembranmodul hat einen Durchmesser von 8 Zoll (ca. 20 cm) und eine Länge von 1 m. In dem Modul befinden sich ca. 40 m² Membran. Mehrere Membranmodule werden in einem Druckrohr zusammengeschaltet. Typischerweise werden Druckrohre verwendet, die 6 Membranmodule aufnehmen. In Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen gelangen auch kürzere Druckrohre zum Einsatz. Die Druckrohre geben einer Umkehrosmoseanlage im Wasserwerk das charakteristische Aussehen, wie dies beispielhaft in Bild 3 zu sehen ist. Mit einem Druckrohr mit 6 Membranmodulen können ca. 5 m³/h Permeat produziert werden. Für den Einsatz von Nanofiltrations- und Umkehrosmoseanlagen in der Wasseraufbereitung steht das DVGW-Arbeitsblatt W236 in einer Entwurfsfassung zur Verfügung [1].



Bild 3: Druckrohre mit UF-Membranmodulen in einem Wasserwerk; Quelle: TZW

Bei der Aufkonzentrierung des Rohwassers überschreiten schwerlösliche Salze, wie beispielsweise Calciumcarbonat oder Calciumsulfat, ihr Löslichkeitsprodukt. Die sich bildenden unlöslichen Salze fallen auf der Membran aus. Dieser als „Scaling“ bekannte Prozess behindert den Stofftransport über die Membran und kann die Membran zerstören. Scaling ist daher zu vermeiden. Dies erfolgt in der Praxis durch Zugabe von Antiscalants in das aufzubereitende Rohwasser. Antiscalants behindern die Kristallbildung, so dass die Bildung von schwerlöslichen Salzen zeitlich verzögert wird.

Der Konzentratvolumenstrom hängt von der Rohwasserbeschaffenheit und der Ausbeute der Membrananlage ab und liegt typischerweise bei etwa 20 % des Zulaufes zur Umkehrosmose. Sofern die Enthärtung das primäre Aufbereitungsziel ist, behandeln Wasserwerke i. d. R. lediglich einen Teilstrom von etwa 50 % des aufzubereitenden Wassers mittels Umkehrosmose. Der verbleibende Teilstrom wird um die Umkehrosmoseanlage geführt und zur Remineralisierung mit dem Permeat vermischt. Durch Variation der Teilströme wird die gewünschte Mineralisierung des Trinkwassers eingestellt. Somit beträgt der Konzentratvolumenstrom meist lediglich etwa 10 % der gesamten Rohwassermenge. In Einzelfällen kann auch eine Vollstrombehandlung des Rohwassers mittels Umkehrosmose erforderlich sein. Hierbei erfolgt die Remineralisierung durch eine zusätzliche Aufhärungsstufe.

Auf Grund des Verfahrensprinzips der Membrananlagen werden mit Ausnahme eines Antiscalants keine weiteren Zusatzstoffe eingesetzt. Zusammensetzung und Konzentration der Wasserinhaltsstoffe in den Konzentraten basieren damit auf der Zusammensetzung des Rohwassers, dem Rückhaltevermögen der Membran sowie der Ausbeute der Membrananlage.

3 Vor- und Nachteile einer zentralen Enthärtung

Die zentrale Enthärtung im Wasserwerk für die öffentliche Wasserversorgung wurde aus ökologischer und ökonomischer Sicht an Fallbeispielen umfassend untersucht [2]. Demnach sind aus ökologischer Sicht folgende Vorteile zu erwarten:

- Deutliche Einsparungen von Wasch- und Reinigungsmitteln bei geringerer Wasserhärte bei entsprechendem Verhalten der Verbraucher
- Signifikanter Rückgang der Schwermetallemissionen in die Umwelt, insbesondere von Kupfer, durch Verminderung des Gehaltes an freier Kohlensäure im Trinkwasser
- Verminderung des Salzeintrages in die Umwelt durch Außerbetriebnahme von dezentralen Enthärtungsanlagen in Haushalten und Unternehmen
- Weitgehend energieneutraler Betrieb, da dem Mehrverbrauch an Energie im Wasserwerk durch Einführung der Membrantechnik Einsparungen beim Verbraucher insbesondere im Warmwasserbereich gegenüberstehen.

Zu den Nachteilen zählen der

- Anfall von Abwasser (Konzentrat)
- die Verwendung von Antiscalants.

Soweit das Konzentrat direkt in ein Gewässer eingeleitet wird, werden die dem Rohwasser entnommenen Stoffe als gleiche Fracht wieder in die Umwelt abgegeben, wie sie bereits in der Umwelt vorhanden waren. Im gesamten Einzugsgebiet kommt es zu keiner Erhöhung, wenn Entnahme und Einleitung aus bzw. in das gleiche Gewässer erfolgen. Die Einleitung führt aber zu einer lokalen Erhöhung der stofflichen Belastung. Dabei ist zu berücksichtigen, dass im Konzentrat eine Aufkonzentrierung von bestimmten Stoffen (z. B. Schwermetallen oder organische Schadstoffen) erfolgt.

Eine abschließende Bewertung des zusätzlichen Eintrags von Antiscalants in die Umwelt steht bisher aus. In einigen Fällen wurden Verschlämmungen des Gewässerbettes als Folge der Konzentrateinleitung beobachtet.

Die Vor- und Nachteile einer zentralen Enthärtung mittels Membrantechnik müssen im Einzelfall unter Berücksichtigung der jeweiligen lokalen Bedingungen beurteilt werden.

4 Antiscalants

4.1 ANTISCALANTS FÜR DEN EINSATZ IM TRINKWASSERBEREICH

Für den Einsatz im Trinkwasserbereich müssen die Antiscalants in der Liste der Aufbereitungsstoffe und Desinfektionsverfahren entsprechend § 11 bzw. § 12 Trinkwasserverordnung aufgeführt sein. Dort sind derzeit 14 chemische Verbindungen enthalten. Hierbei handelt es sich um anorganische (Phosphate) und organische (Phosphonate und Polycarboxylate) Verbindungen.

Für den Einsatz im Wasserwerk stehen verschiedene Handelsprodukte zur Verfügung, die auf den zugelassenen chemischen Verbindungen als Einzelsubstanz oder als Gemisch basieren.

Phosphonate und Polycarboxylate sind von den Anforderungen der Abwasserverordnung, Anhang 31, Teil B in Bezug auf die biologische Abbaubarkeit ausgenommen.

4.2 EINSATZMENGEN

In der Praxis [9] wurden Antiscalants in einer Größenordnung von 1 mg/l gefunden (s. Bild 4). Diese Konzentrationen können als repräsentativ angesehen werden, auch wenn die Auswahl der Antiscalants und deren Einsatzmengen von den Inhaltsstoffen des Rohwassers und dem Design der Wasseraufbereitungsanlage abhängen. Für Rohwasser mit einer Härte von 20 °dH liegen typische Dosen von Phosphonaten im Zulaufvolumenstrom der Umkehrosmoseanlage (Feed) bei 0,1-0,2 g P/m³. Dies entspricht abhängig von der chemischen Struktur des eingesetzten Phosphonats einer Konzentration von ca. 0,5 g Phosphonat pro m³ Feed. Die Dosiermenge des Handelsproduktes im Wasserwerk liegt immer höher, z. B. bei 2-3 g Handelsprodukt pro m³ Feed. Bezogen auf eine Ausbeute von 80 % reichern sich Phosphonate im Konzentrat um den Faktor 5 an. Bei der genannten Dosis von 0,5 g Phosphonat pro m³ Feed resultiert daher eine Aufkonzentration auf ca. 2,5 g Phosphonat pro m³ Konzentrat.

Für eine überschlägige Abschätzung der Einsatzmengen von Antiscalants für die Trinkwasseraufbereitung in Deutschland, bezogen auf die darin enthaltene Phosphormenge, wurden folgende Annahmen getroffen:

- Trinkwasserabgabe der Umkehrosmoseanlagen in Deutschland: derzeit ca. 70 Mio. m³/a, dies entspricht bei einer Teilstrombehandlung von 50 % und einer Ausbeute von 80 % einem Feedvolumenstrom von 44 Mio. m³/a
- Phosphonat-Dosis im Feed: 0,2 g P/m³
- Daraus errechnet sich für Deutschland eine Gesamtphosphorabgabe aus Antiscalants von: 44 Mio. m³/a * 0,2 g P/m³ = 9 t Phosphor / Jahr.

Diese Zahl gibt lediglich eine Größenordnung an, da in der Praxis nicht nur Antiscalants auf Basis von Phosphonaten zum Einsatz kommen, wie bei der vorstehenden Überschlagsrechnung angenommen wurde, und zudem die Dosen differieren. Die Schätzung kann aber für einen Vergleich mit der Phosphor-

emission aus Kläranlagen verwendet werden. Letztere beträgt für das Land Baden-Württemberg ca. 1.154 t/a [3]. Nach diesen Abschätzungen ist der Eintrag von Phosphor in die Umwelt über Antiscalants vergleichsweise gering.

4.3 ÖKOTOXIKOLOGISCHE DATEN

Zur Einschätzung der ökotoxikologischen Wirkung der organischen Antiscalants stehen Informationen aus öffentlich zugänglichen Datenbanken zur Verfügung. Anhang 1 enthält Angaben für akute Tests aus den Datenbanken IUCLID (International Uniform Chemical Information Database) und ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals). Die Daten zeigen, dass die NOEC- (No Observed Effect Concentration) bzw. LC/EC50-Werte (letale Konzentration für 50 % der Population) in der Größenordnung von 1 bis 1.000 mg/L liegen. Die verschiedenen Phosphonsäuren erscheinen hinsichtlich ihrer Ökotoxizität weitgehend vergleichbar. Hierbei ist jedoch die Heterogenität der Daten sowie die erhebliche Schwankungsbreite zu berücksichtigen. Für Polyacrylsäure (PAS) wurden weniger Referenzen gefunden. Die NOEC- bzw. LC/EC50-Werte für PAS liegen tendenziell im Bereich der Werte für HEDP. In untersuchten Anwendungsfällen [9] konnte gezeigt werden, dass die Veränderung der Antiscalantkonzentrationen im Gewässer zwar analytisch nachweisbar war, aber in allen Fällen unter 70 µg/l und damit unter den ökotoxikologisch relevanten Werten lag.

Um zulässige Konzentrationen im Gewässer abzuschätzen, können in Anlehnung an das Vorgehen bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen NOEC- bzw. LC/EC50-Werte unter Berücksichtigung von Sicherheitsfaktoren, die von der Menge und Qualität der verfügbaren Daten abhängen, herangezogen werden [4]. Soweit für alle drei trophischen Ebenen (Fische, Daphnien, Algen) valide chronische Toxizitätsdaten verfügbar sind, wird dabei der NOEC- bzw. LC/EC50-Wert durch den Sicherheitsfaktor 10, bei zwei trophischen Ebenen durch den Faktor 50 dividiert.

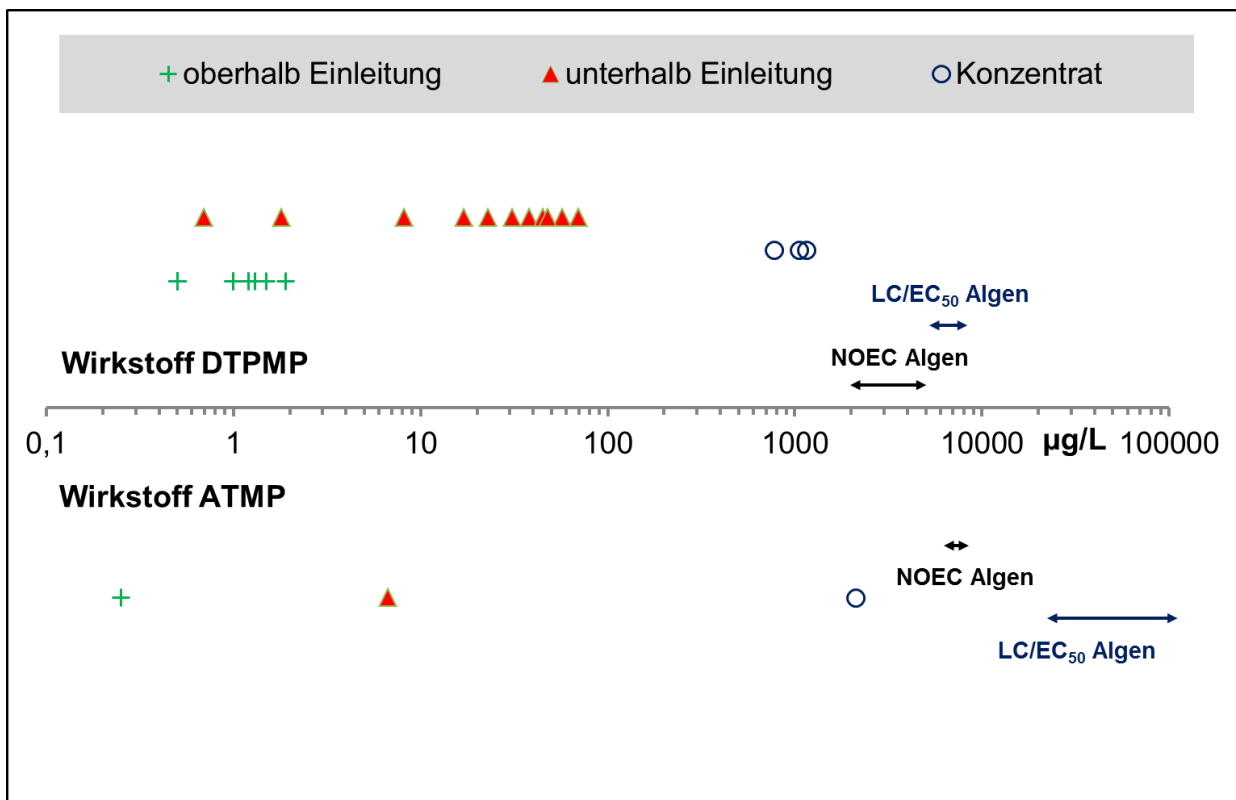


Bild 4: Messergebnisse aus der Praxis von Antiscalant-Konzentration im Konzentrat sowie ober- und unterhalb der Einmischung des Konzentrates im Gewässer im Vergleich zu ökotoxikologischen Daten; Quelle: TZW

4.4 VERHALTEN IN DER UMWELT

Phosphonate sind biologisch schlecht abbaubar. Nach Ergebnissen einer Literaturstudie werden Phosphonate in kommunalen Kläranlagen zu etwa 50 % entfernt [5]. Hierbei treten jedoch erhebliche Variationen auf. Über das Verhalten der Phosphonate in der Umwelt ist insgesamt wenig bekannt. Messungen mit moderner Analytik zeigen, dass 30 % bis 70 % der Phosphonate an Feststoffen (Schlamm, Schwebstoffe, Sedimente) adsorbieren [6]. Diese Zusammenhänge erfordern es grundsätzlich, die Freisetzung solcher Stoffe in die Umwelt zu reduzieren.

4.5 ALTERNATIVEN

Um den Einsatz von Phosphonaten oder Acrylaten als Antiscalant in Umkehrosmoseanlagen künftig zu minimieren oder sogar zu vermeiden, befasst sich die Forschung mit verschiedenen Entwicklungen. Diese sind allerdings bisher nicht ohne Weiteres auf die Großtechnik zu übertragen.

- Einsatz anorganischer Antiscalants: Insbesondere die ersten in Betrieb genommenen Umkehrosmoseanlagen wurden mit anorganischen Antiscalants (Phosphate) betrieben. Da das Inhibierungsvermögen der Phosphate für Scaling geringer ist als das der organischen Scaleinhibitoren (Phosphonate oder Acrylate), waren hohe Zugabemengen an Phosphaten üblich. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Phosphate im Gegensatz zu den organischen Antiscalants sofort biologisch verfügbar sind und zur Eutrophierung der Gewässer beitragen. Unter den jeweiligen Rohwasser-

bedingungen kann untersucht werden, ob ein Anlagenbetrieb mit stark verminderter Phosphatkonzentration als Ersatz für die organischen Antiscalants gelingt. Hierzu ist i. d. R. der Betrieb einer Pilotanlage erforderlich.

- **Naturstoffe als Antiscalants:** Die chemische Verbindung Carboxymethylinulin (CMI) weist eine scaleinhibierende Wirkung auf. Er wird aus der Zichorienwurzel gewonnen und steht nach chemischer Modifikation als Antiscalant zur Verfügung. CMI ist gemäß OECD 302-Test innerhalb von 24 h zu > 20 % inhärent abbaubar [7]. CMI ist in Deutschland jedoch nicht als Antiscalant für den Einsatz im Trinkwasserbereich zugelassen, da er als Naturstoff einer wechselnden Zusammensetzung unterliegt und damit Fragen hinsichtlich der Gewährleistung einer konstanten Produktzusammensetzung aufwirft.
- **Biologisch abbaubare Antiscalants:** Bei Polyasparaginsäure (PASP) handelt es sich um eine sehr gut abbaubare, scaleinhibierende Verbindung. Versuche im Pilotmaßstab zeigten jedoch, dass bereits in der Membrananlage der biologische Abbau beginnt, wodurch der Aufbereitungsprozess durch Biofouling auf den Membranen gestört wird und es zur Entwicklung hygienisch relevanter Mikroorganismen kommen kann. PASP verfügt ebenfalls nicht über eine Zulassung im Trinkwasserbereich. Ein erfolgreiches Durchlaufen des Zulassungsverfahrens erscheint prinzipiell allerdings nicht unwahrscheinlich.
- **Physikalische Methoden der Scaleinhibierung:** Gegenwärtige Entwicklungen versuchen durch den Einsatz von elektrischer Energie wasserchemische Reaktionen auszulösen und damit das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zu beeinflussen. Dadurch wird im Endeffekt das Kalzitabscheidopotenzial vermindert. Es bestehen Potenziale für die Scaleinhibierung, die jedoch derzeit weit unter dem Scaleinhibierungsvermögen der organischen Antiscalants liegen. Um die Eignung an einem Standort zu ermitteln, sind Pilotversuche erforderlich.
- **Zugabe von Säure:** Die Zugabe von Säure in das Rohwasser vermindert das Kalzitabscheidungsvermögen. Allerdings hat die Säuredosierung keine inhibierende Wirkung auf andere Scaling-Bildner, wie Calciumsulfat oder Bariumsulfat. Säure wirkt im Gegensatz zu den Antiscalants stöchiometrisch, was hohe Dosen erfordert. Auf Grund der damit verbundenen Aufsatzung werden Mineralsäuren in der öffentlichen Wasserversorgung in Deutschland nicht eingesetzt. Im Einzelfall kann jedoch die Dosierung von Kohlendioxid in den Feed dazu beitragen, das Scalingpotenzial zu vermindern. Für die Überprüfung der Einsetzbarkeit der CO₂-Dosierung ist beim derzeitigen Kenntnisstand i. d. R. der Betrieb einer Pilotanlage erforderlich.
- **Betrieb bei verminderter Ausbeute:** Ein Betrieb der Membrananlage bei deutlich verminderter Ausbeute (z. B. 50 %) kann in Abhängigkeit von der Zusammensetzung des Rohwassers die Zugabe von Antiscalants entbehrlich machen. Allerdings steigt dadurch der Energieverbrauch erheblich an. Eine ökologische Gesamtbewertung dieser Vorgehensweise (Verzicht auf Antiscalant unter Inkaufnahme einer geringen Ausbeute und eines erhöhten Energieverbrauchs) steht bisher aus. Darüber hinaus ist ein Betrieb mit verminderter Ausbeute auf Wasserwerke beschränkt, die über ausreichend Rohwasser hinsichtlich Dargebot und Entnahmerecht verfügen. In diesen Fällen kann ein Betrieb mit verminderter Ausbeute nach entsprechender Abwägung der Vor- und Nachteile jedoch prinzipiell in Frage kommen. Auch der Einsatz dieses Verfahrens erfordert eine Pilotierung.
- **Einsatz offener Nanofiltrationsmembranen:** Offene Nanofiltrationsmembranen zeigen einen gewissen Rückhalt für Härtebildner und mehrwertige Ionen, der jedoch wesentlich geringer als bei Umkehrosomemembranen ist. Einwertige Ionen passieren offene Nanofiltrationsmembranen weitgehend ungehindert. Auf Grund der geringeren Entfernungswirksamkeit der Nanofiltrationsmembranen werden Wasserinhaltsstoffe konzentratseitig weniger aufkonzentriert. Dies verringert insbesondere in Kombination mit einer verminderten Ausbeute das Scalingpotenzial. Offene Nanofiltrationsmembranen sollten zudem nicht mit Antiscalants betrieben werden, da diese die Membran passieren und teilweise in das Permeat gelangen. Die geringere Entnahme an Wasserinhaltsstoffen erfordert i. d. R. eine Vollstrombehandlung des Rohwassers, um die gewünschte Beschaffenheit im Trinkwasser zu erreichen. Bei Umkehrosomemembranen genügt hingegen oft eine Teilstrombehandlung. Insofern ist die Menge des anfallenden Konzentrats bei Umkehrosomeseanlagen geringer. Zudem können bei bestimmten Ionenverhältnissen im Rohwasser Nanofiltra-

tionsmembranen aus korrosionschemischen Gründen nicht eingesetzt werden. Derzeit sind in Deutschland keine Nanofiltrationsmembranen verfügbar, die über eine Zulassung für den Einsatz im Trinkwasserbereich gemäß § 17 Trinkwasserverordnung verfügen.

5 Umgang mit Konzentraten

Die Einleitung von Konzentrat in die **Kläranlage** wird derzeit kaum realisiert. Dafür sind folgende Gründe zu nennen:

- Zusätzliche Einspeisung von Konzentrat belegt Kapazitätsreserven der Kläranlage
- Verdünnung des Abwassers und Verminderung des Wirkungsgrads der Reinigung durch die typischerweise geringe organische Fracht der Konzentrate (Hinweis: Im Einzelfall kann eine Konzentrateinleitung auch erwünscht sein, um die Pufferkapazität im Klärbecken zu erhöhen.)
- Betonkorrosion bei stark sulfathaltigen Wässern
- Mindestverdünnung des Konzentrates mit Abwasser erforderlich, um Ausfall von Kalk im Kanalnetz zu vermeiden
- Übliche Abwassergebühren auf Basis der max. Leistungsfähigkeit (m^3/a) der UO-Anlage führen oft zur Unwirtschaftlichkeit des Membranverfahrens.

Eine **Aufbereitung der Konzentrate** kommt derzeit im Regelfall nicht zum Einsatz. Dafür sind folgende Gründe verantwortlich:

- Technologisch anspruchsvolles Handling der Konzentrate auf Grund ihres extremen Kalziumsabscheidepotenzials bei Aufbereitung und Ableitung einschließlich Logistik der Reststoffe
- Hoher Bedarf an Zusatzstoffen, z. B. für die Entfernung von
 - Nitrat: organische Substrate für biologische Denitrifikation
 - Sulfat: Fällmittel
 - Phosphonsäuren: Flockungsmittel
 - Spurenstoffen: Aktivkohle
- Extremer Energiebedarf für das Verdampfen von Wasser

Insbesondere im Falle von spezifischen Belastungen im Rohwasser können andere Erwägungen im Vordergrund stehen und eine Einzelfallentscheidung erforderlich machen. In vielen Fällen wird aber zumindest für eine Übergangszeit der Einsatz von Antiscalants mit anschließender Konzentrateinleitung in Fließgewässer die in der Gesamtbetrachtung wasserwirtschaftlich und ökonomisch effektivste Methode darstellen.

Allerdings ist zu beachten, dass die im Konzentrat zurückgehaltenen Härtebildner bei der Einleitung in ein Gewässer ausfallen und zur unerwünschten Kolmation der Gewässersohle führen können. Dieser Effekt ist insbesondere bei silikatischen Gewässern mit geringer Wasserführung relevant. Als Folge davon können Laichgründe von Fischen und der Lebensraum des Makrozoobenthos beeinträchtigt werden. Grundsätzlich sollte in diesen Fällen keine direkte Einleitung der Konzentrate über eine Rohrleitung erfolgen, sondern nach Lösungen gesucht werden, die ein gezieltes Ausfallen der Härtebildner vor der Einleitung ermöglichen. Dies kann z. B. durch die Ableitung der Konzentrate über ein offenes Gerinne erfolgen. Dieser Bereich ist von seiner Funktion als „Abwasseranlage“ einzustufen.

6 Rechtliche Anforderungen

In einem ersten Schritt ist zu prüfen, ob im konkreten Einzelfall emissionsseitige Anforderungen ausreichen oder immissionsseitig weitergehende Anforderungen festzulegen sind. Hier sind insbesondere die Verhältnisse an der Einleitungsstelle zu berücksichtigen. Von Einleitungen grundsätzlich frei zu haltende Gewässerabschnitte und die Fallkonstellationen, in denen weitergehende Anforderungen zu prüfen sind, wurden im Leitfaden „Gewässerbezogene Anforderungen an Abwassereinleitungen“ zusammengestellt [8]. In Kapitel 7 wird hierauf noch eingegangen.

6.1 EMISSIONSSEITIGE ANFORDERUNGEN

Die emissionsseitigen (Mindest-)Anforderungen sind in Anhang 31 der Abwasserverordnung für Abwasser aus der Trinkwasseraufbereitung festgelegt. Neben den allgemeinen Anforderungen im Abschnitt B sind folgende stofflichen Anforderungen an das Abwasser vor der Vermischung zu stellen:

- Abfiltrierbare Stoffe: < 50 mg/L
- Arsen: < 0,1 mg/L
- AOX: < 0,2 mg/L

In der Regel sind die aufgeführten Stoffe in den Konzentraten nicht relevant, jedoch muss dies in den Antragsunterlagen dargelegt und im Rahmen der Einleitungserlaubnis von der Wasserbehörde überprüft werden. Örtlich können insbesondere Arsen oder andere Wasserinhaltsstoffe, wie beispielsweise organische Schadstoffe, im Rohwasser der Umkehrosmoseanlage vorkommen.

In der wasserrechtlichen Zulassung kann die Schadstofffracht je Parameter, die in dem Wasser bei der Entnahme aus einem Gewässer vorhanden war (Vorbelastung), berücksichtigt werden, soweit die entnommene Fracht bei der Einleitung in das Gewässer noch vorhanden ist (Anhang 31 Abschnitt B Abs. 4). Zu berücksichtigen ist dabei, ob das Gewässer, aus dem das Rohwasser entnommen wird, und das aufnehmende Gewässer identisch sind.

Diese Anforderungen sind sowohl im Falle einer Direkteinleitung ins Gewässer als auch im Falle einer Indirekteinleitung des Konzentrats in eine Kläranlage zu stellen.

6.2 IMMISSIONSSEITIGE ANFORDERUNGEN

Im Rahmen einer Einleitungserlaubnis nach §§ 8, 9 und 57 WHG ist zu prüfen, ob die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist (§ 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG) und schädliche, auch durch Nebenbestimmungen nicht vermeidbare oder nicht ausgleichbare Gewässeränderungen ausgeschlossen sind (§ 12 Abs. 1 Nr. 1 WHG). Hierfür sind die Eigenschaften und Auswirkungen des Antiscalants sowie des Konzentrats zu betrachten. Dabei ist zwi-

schen der lokalen Ebene im Sinne des § 57 Absatz 1 Nr. 2 WHG und der Wasserkörper-Ebene im Sinne des § 27 WHG zu unterscheiden (s. Leitfaden „Gewässerbezogene Anforderungen an Abwassereinleitungen“).

Für den **Wasserkörper** ist nach den Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) ein guter ökologischer Zustand / Potenzial zu erreichen bzw. zu erhalten. Die Einstufung des ökologischen Zustands / Potenzials beruht auf der Bewertung der biologischen und chemischen Qualitätskomponenten. Dabei sind als physikalisch-chemische Parameter der Sauerstoffgehalt, BSB₅, TOC, Chlorid, Sulfat, pH-Wert, Eisen, ortho-Phosphat-Phosphor, Gesamtphosphor, Ammonium-Stickstoff, Ammoniak-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff unterstützend heran zu ziehen. Die entsprechenden Anforderungen für einen sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand sind in der OGewV genannt. Weiterhin sind für die Einstufung des ökologischen Zustands/Potenzials Umweltqualitätsnormen für 67 Einzelstoffe (Anlage 6 OGewV) maßgebend. Für die Einstufung des chemischen Zustands gibt die OGewV für 46 Einzelstoffe (Anlage 8 OGewV) einschließlich Nitrat Umweltqualitätsnormen vor.

Die Auswirkungen einer Konzentrateinleitung auf Ebene der Wasserkörper werden in der Regel eher gering sein. Bei der Beurteilung der Einleitung auf **lokaler Ebene** sind die Verhältnisse von Gewässerabschnitten oder von sehr kleinräumigen Teilen von Gewässern zu prüfen.

Auch bei einem guten Zustand des Wasserkörpers können lokal Defizite auftreten, z. B. bei ungünstigen Mischungsverhältnissen, durch besondere Nutzungen oder die besondere Schutzbedürftigkeit des Gewässers. Die in der OGewV genannten Parameter können auch bei der Beurteilung der lokalen Auswirkungen orientierend (als Erkenntnisquelle) herangezogen werden.

6.3 ENTSCHEIDUNGSKRITERIEN

Im folgenden Kapitel werden Entscheidungskriterien und Kennwerte für die Beurteilung der lokalen Auswirkungen für eine Einleitung von Konzentraten aus der zentralen Enthärtung der öffentlichen Trinkwasserversorgung in Fließgewässer vorgestellt. Diese sollen den Wasserbehörden eine Hilfestellung im Verfahren für eine Einleitungserlaubnis geben.

Die Entscheidungskriterien und Kennwerte basieren auf Untersuchungsergebnissen eines Forschungsprojekts an Modellstandorten [9]. Solche Untersuchungen können naturgemäß nicht alle Situationen in der Praxis abdecken. Beispielsweise wurde keine Einleitung in nährstoffarme Gewässer untersucht. An einem Modellstandort lagen jedoch relativ hohe Konzentratanteile im Verhältnis zur Wasserführung (Konzentrat/Wasserführung ~ 1:9) und damit ungünstige Bedingungen hinsichtlich der Wasserbeschaffenheit vor.

Die Beschaffenheit der an den Modellstandorten eingeleiteten Konzentrate war zudem weitgehend ähnlich zu den Verhältnissen an anderen Anlagen, die bisher zur Entsalzung oder Enthärtung zum Einsatz kommen. Unter den Bedingungen des Modellprojektes war die Einleitung von Konzentraten in Fließgewässer ökologisch verträglich. Sofern die Konzentrationsverhältnisse und der Stoffeinsatz im Konzentrat

vergleichbar sind und die Verdünnung durch das aufnehmende Gewässer höher ist als an den Modellstandorten, sind eher geringere Auswirkungen der Konzentrateinleitung auf die Gewässerbeschaffenheit im Vergleich zu den Modellstandorten zu erwarten.

7 Beurteilung

7.1 ANWENDUNGSBEREICHE

Die hier zusammengestellten Kriterien können eine Vielzahl von Anwendungsfällen ohne eine vertiefende Prüfung abdecken. Bei ungünstigen immissionsseitigen Verhältnissen [8] oder wenn

- die Werte für die Beschaffenheitsparameter des Konzentrates deutlich über den jeweiligen Maximalwerten der Modellstandorte bzw. den Erfahrungswerten gemäß Tabelle 1 liegen
- das aufzubereitende Grundwasser aus anaeroben Grundwasserleitern stammt, die hohe Eisen- und Mangangehalte aufweisen, und diese anorganischen Verbindungen somit im Konzentrat vorliegen
- ortsspezifisch besondere Belastungen im Rohwasser vorliegen (z. B. Arsen, Schwermetalle, organische Schadstoffe)
- es sich um silikatische Gewässer mit geringer Wasserführung handelt (Gefahr einer unerwünschten Kolmation der Gewässersohle)
- eine Verschlechterung des ökologischen oder chemischen Zustands des Wasserkörpers in die nächstschlechtere Zustandsklasse droht

sind die ortsspezifisch vorliegenden Bedingungen im Rahmen einer Einzelfallprüfung in die Entscheidungsfindung einzubeziehen.

Periodisch trockenfallende Gewässer sind für eine Konzentratableitung prinzipiell ungeeignet.

7.2 EINGESETZTE ANTISCALANTS

In den Antragsunterlagen sind Angaben zum Handelsprodukt des Antiscalants (chemische Verbindung und dessen Dosierung) erforderlich. Die Angabe des Namens des Handelsproduktes reicht nicht aus. Vielmehr müssen die Inhaltsstoffe des Handelsproduktes eindeutig über ihre CAS-Nummer identifiziert werden.

Für eine Reihe von Antiscalants sind ökotoxikologische Daten in Anlage 1 zusammengestellt. Sofern der im Einzelfall vorliegende Antiscalant nicht aufgeführt ist, müssen entsprechende ökotoxikologische Daten eingeholt und mit den in Anlage 1 aufgeführten Werten verglichen werden. Antiscalants mit ungünstigeren ökotoxikologischen Eigenschaften, d. h. mit signifikant niedrigeren NOEC- oder LC/EC50-Werten, sollten nicht zum Einsatz kommen.

7.3 TYPISCHE ZUSAMMENSETZUNG VON KONZENTRATEN AUS DER ENTHÄRTUNG

Der Gehalt an Gesamtphosphor im Konzentrat setzt sich im Wesentlichen aus zwei Komponenten zusammen: dem aus dem Rohwasser aufkonzentrierten Phosphor und dem über den Antiscalant eingetragenen Phosphor. Dabei kann der Beitrag des Antiscalants ein Mehrfaches des Beitrags aus der Aufkonzentrierung betragen. Sofern ein Produkt auf Basis von Polyacrylsäure als Antiscalant zum Einsatz kommt,

wird die Gesamtphosphorkonzentration nicht beeinflusst. Allerdings ist ein geringfügiger Anstieg der TOC-Konzentration zu erwarten.

Typische Erfahrungswerte über die Zusammensetzung von Konzentraten aus bestehenden großtechnischen Anlagen der öffentlichen Wasserversorgung und den Mischungsverhältnissen zwischen den Volumenströmen von Konzentrat und Gewässerabfluss zeigt Tabelle 1. Zum Vergleich sind die entsprechenden Werte der Modellstandorte aus dem eingangs beschriebenen Forschungsprojekt sowie die Anforderungen der OGewV an einen guten ökologischen Zustand aufgeführt.

Zudem enthält die OGewV zur Beurteilung des ökologischen und chemischen Zustandes Umweltqualitätsnormen (UQN) für die nach Anlage 6 und 8 OGewV aufgeführten Einzelstoffe. Zu letzteren zählen Schwermetalle, organische Schadstoffe und Nitrat. Für Nitrat gilt ein Wert von 50 mg/L als Jahresdurchschnitt. Die UQN gelten an der für den jeweiligen Oberflächenwasserkörper repräsentativen Messstelle. Sie beziehen sich somit auf die Ebene des Wasserkörpers. Die UQN können bei Konzentrateinleitungen an der Einleitstelle (lokale Ebene) - wie die Anforderungen an den ökologischen Zustand auch - als Erkenntnisquelle verwendet werden. Allerdings ist zur Trinkwasserversorgung genutztes Grundwasser normalerweise frei von den in Anlage 6 und 8 OGewV geregelten Schadstoffen (Ausnahme: Nitrat) oder eine bestehende Belastung ist zumindest bekannt. Die Überprüfung auf die genannten Stoffe ist in der Regel nur erforderlich, wenn Belastungen im Grundwasser vorhanden sind.

Konzentrate aus Enthärtungsanlagen weisen üblicherweise sehr geringe Gehalte an BSB₅, Ammonium-Stickstoff, Ammoniak-Stickstoff, und Nitrit-Stickstoff auf, so dass diese Parameter meist nicht relevant sind. Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt sind daher in aller Regel nicht zu besorgen. Da die Eisengehalte im aufbereiteten Wasser i. d. R. unterhalb des Grenzwerts der Trinkwasserverordnung von 0,2 mg/L liegen, sind in den Konzentraten Eisengehalte von <1 mg/L zu erwarten. Damit ist der Eisengehalt für die Beurteilung der Konzentrateinleitung i. d. R. nicht relevant. Konzentrate aus Umkehrosmoseanlagen sind i. d. R. leicht alkalisch, d. h. ihre pH-Werte liegen zwischen 7 und 8,2 und damit im selben Bereich wie bei vielen Fließgewässern.

Tab. 1: Charakteristika der Modellstandorte des UM-Forschungsprojektes und Anforderungen der OGewV

Parameter	Einheit	Modellstandorte	Erfahrungswerte	Anforderungen an guten ökologischen Zustand im Wasserkörper [11]
Mischungsverhältnis	$Q_{\text{Konzentrat}}/\text{MQ}$	1:33 - 1:210	32 - 240.000	-
	$Q_{\text{Konzentrat}}/\text{MNQ}$	1:9 - 1:30	-	-
chemische Verbindung des Antiscalants	-	DTPMP, ATMP, PAS	DTPMP, ATMP, PBTC, PAS	-
Sauerstoff	mg/L			>9
BSB5	mg/L		<3	<3
TOC	mg/L	2,6 - 3,7	1 - 10	<7
Chlorid	mg/L	51 - 255	50 - 300	≤200
Sulfat	mg/L	82 - 454	100 - 1.000	≤220
Eisen	mg/L		< 0,1 – 1	≤0,7
pH-Wert			7,0 - 8,2	7,0 - 8,5
ortho-Phosphat	mg/L	0,07 – 0,30	-	0,07
Gesamtphosphor	mg/L	0,2 - 1,1	0,1 - 2,5	0,10
NH4-N	mg/L			≤0,1
NH3-N	µg/L			≤2
NO2-N	µg/L			≤50
Nitrat (Anlage 8 OGewV)	mg/L	73 - 171	10 - 250	JD-UQN: 50

LUBW

7.4 PRÜFSCHRITTE

Die Daten zur Beschaffenheit des Konzentrats sind im Planungsstadium einer Umkehrosmoseanlage weitgehend bekannt und mit den Antragsunterlagen vorzulegen.

SCHRITT 1: ABSCHÄTZUNG ÜBER DAS MISCHUNGSVERHÄLTNIS

Über das Mischungsverhältnis zwischen mittlerem Abfluss (MQ) und eingeleiteter Konzentratmenge wird die Verdünnung ermittelt. Wenn diese ausreichend groß ist, sind keine lokalen Gewässeränderungen zu erwarten. Davon kann ausgegangen werden, wenn

1. die im Voraus berechneten Konzentrationen im Konzentrat nicht höher liegen als die in Tab. 1 genannten Erfahrungswerte **und**

2. das Mischungsverhältnis Konzentrat: MQ mindestens 1:500 beträgt.

Somit sind insbesondere bei Einleitungen in die großen Fließgewässer keine lokalen Veränderungen im Gewässer zu erwarten. In der Regel steht somit einer Konzentrateinleitung nichts entgegen. Eine Einzel-fallprüfung ist insbesondere in den unter 7.1 genannten Fällen trotzdem erforderlich.

SCHRITT 2: VORAUSBERECHNUNG DER KONZENTRATIONSERHÖHUNG IM GEWÄSSER

Ist das Mischungsverhältnis geringer als 1:500, wird die Erhöhung der Konzentration im aufnehmenden Gewässer für die Parameter gemäß Tab. 1 berechnet. Dabei wird der mittlere Abfluss (MQ) zugrunde gelegt. Ein Rechenbeispiel befindet sich in Anlage 3.

Liegen im Rohwasser Schadstoffkonzentrationen in einer Höhe vor, die für die Qualität des Wasserkörpers relevant sind, so sind hier Gesamtbetrachtungen erforderlich. Eine Beurteilung einer Einzeleinleitung ist hier i. d. R. nicht sachgerecht und zielführend.

SCHRITT 3: INTERPRETATION DER BERECHNETEN KONZENTRATIONSERHÖHUNG

Bei der Interpretation der Ergebnisse auf lokaler Ebene wird vereinfachend angenommen, dass die Konzentrationserhöhung eines Parameters unerheblich ist, wenn sie nicht mehr als 1/20 eines Orientierungswertes beträgt. Als Orientierungswerte werden die Anforderungen der OGewV für einen guten ökologischen Zustand [11] angesehen. Ist die Konzentrationserhöhung im Gewässer in Folge der Konzentrateinleitung nicht unerheblich und liegen die Werte im Gewässer nach der Konzentrateinleitung über den Orientierungswerten, sind weitere Betrachtungen erforderlich, um eine Entscheidung über die Erlaubnis im Rahmen des Bewirtschaftungsermessens zu treffen. Diese umfassen u. a.:

- Genaue Kenntnis über Wasserinhaltsstoffe und den biologischen Zustand des Fließgewässers, die beispielsweise aus Untersuchungen des Landes (LUBW) oder eigens durchzuführenden Messprogrammen bekannt sind.
- Gesamtschauliche Betrachtung der Einleitungen im Wasserkörper (Summations- oder Verdünnungseffekt)
- Gesamtheitliche, ortsspezifische Bewertung der ökologischen Vorteile einer zentralen Enthärtung und der Nachteile durch die Konzentrateinleitung (Kap. 3 und Kap. 5).
- Bei wassergebundenen FFH-Gebiet: Identifikation des Schutzgutes mit Nennung der relevanten schützenswerten wassergebundenen Organismen und Nachweis über den Einfluss der Konzentrateinleitung auf das Schutzgut. Für die biologischen Untersuchungen kann auf den Methodenteil im Leitfaden „Maßnahmenbegleitende Erfolgskontrolle an Fließgewässern“ der LUBW zurückgegriffen werden.
- Liegt in dem aufnehmenden Oberflächengewässer bereits vor der Einleitung eine Überschreitung einer UQN im OWK vor, ist eine Einleitung grundsätzlich nur dann zulässig, wenn die zusätzlich eingetragene Konzentration bzw. Fracht vernachlässigbar gering, d. h. mit den verwendeten Analyseverfahren im OWK nicht messbar ist. Eine (nach Prognose voraussichtlich) nicht messbare Veränderung kann dem Einleiter nicht zugerechnet werden. Je nach Relevanz der Einleitung werden deren Einflüsse im Rahmen eines Monitorings überprüft. Ggf. sind darauf aufbauend im Rahmen des Bewirtschaftungsermessens durch die zuständige Wasserbehörde weitere Schritte zu veranlassen.

7.5 WEITERE HINWEISE ZUM UMGANG MIT DEM KONZENTRAT

Konzentrate aus Enthärtungsanlagen zeichnen sich durch eine hohe Kalzitabscheidekapazität (z. B. 500-1000 mg/L) aus, so dass Transportwege so kurz wie möglich zu halten sind, um Kalkausfällungen zu vermeiden.

Der Sulfatgehalt des Konzentrats kann Werte erreichen, die als betonangreifend gemäß DIN 4030 einzuschätzen sind (> 200 mg/L). Im Falle einer Indirekteinleitung stellt sich daher oftmals die Frage nach dem Schutz von öffentlichen Abwasseranlagen (Kanälen). Dieser ist Gegenstand von Regelungen in Abwassersatzungen der Gemeinden. Anforderungen der Satzung sind ohne Bezug zur Abwasseranlage des Betreibers. Sie sind deshalb nicht im wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren zu prüfen und gehören auch nicht zu deren Regelungsgehalt. Es im Genehmigungsverfahren jedoch zumindest im Rahmen einer Evidenzprüfung zu klären, ob die Voraussetzungen für die Einleitung des Abwassers in die Kanalisation im Wesentlichen gegeben sind.

In einigen Fällen insbesondere bei geringem Mischungsverhältnis im Gewässer wurden Verschlammungen bzw. Verbackungen des Gewässerbettes durch Calciumkarbonat als Folge der Einleitung beobachtet (s. Kap. 5). Es ist daher auch bei bestehenden Einleitungen erforderlich, eine regelmäßige optische Kontrolle der Einleitungsstelle vorzusehen und beim Auftreten von Verbackungen des Gewässerbetts lokal angepasste Maßnahmen zu ergreifen. Dazu zählt z. B. auch, das periodische Ausbaggern oder das Vorschalten eines offenen Bereichs zum Ausfallen der Härtebildner. Abzuwägen wären auch aufbereitungstechnische Maßnahmen im Wasserwerk, wie eine Rücknahme der Ausbeute der Umkehrosmoseanlage, die Dosierung von Kohlenstoffdioxid oder notfalls die Erhöhung der Antiscalantdosis.

Die regelmäßige Begehung des Gewässers an der Einleitungsstelle und die Dokumentation der Ergebnisse sind in den Nebenbestimmungen der wasserrechtlichen Erlaubnis zu regeln. Unabhängig davon ist – insbesondere bei ungünstigen Mischungsverhältnissen – ein biologisches Monitoring sinnvoll.

Abwässer aus der chemischen Reinigung (CIP) der Membranen dürfen keinesfalls in Oberflächengewässer abgeleitet werden. Diese sind nach Neutralisation über die Kläranlage zu entsorgen.

Abflussdaten (MQ und MNQ) sind für die überwiegende Mehrheit der Gewässer in gewässerkundlichen Datenbanken des Landes enthalten und im Internet [10] verfügbar. Der Volumenstrom des Konzentrates ist aus den Planungsunterlagen zugänglich.

8 Literatur

- [1] DVGW-Arbeitsblatt W236 (A): Nanofiltration und Niederdruckumkehrosmose in der zentralen Trinkwasseraufbereitung. April 2014
- [2] Hillenbrand, Th. et al.: Zentrale Enthärtung von Trinkwasser – Eine ökologische und ökonomische Bewertung. Fraunhofer IRB Verlag Stuttgart 2004
- [3] LUBW: Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Bestandsaufnahme der Belastungen 2013 gemäß Wasserrahmenrichtlinie. (2015)
- [4] European Commission: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Guidance for deriving environmental quality standards. Guidance Document No. 27. Technical report 05-2011
- [5] Gartiser, S.; Ulrich, E.: Einsatz umweltverträglicher Chemikalien in der Kühlwasserkonditionierung. Umweltbundesamt-Texte 70/02. ISSN 0722-186X. Umweltbundesamt 2002
- [6] Happel, O. et al.: Phosphonate in der aquatischen Umwelt. Vom Wasser 116(2018)2, 53-56
- [7] Royal Cosun: <http://www.cosunbiobased.com> (letzter Zugriff am 22.01.2019)
- [8] LUBW: Leitfaden Gewässerbezogene Anforderungen an Abwassereinleitungen. (2015)
- [9] Müller, U.; Sacher, F.: Auswirkungen von Konzentraten der Trinkwasserenthärtung in Fließgewässern. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser, Band 71, ISSN 1434-5765 (2016)
- [10] <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/regionalisierte-abflusskennwerte> (letzter Zugriff am 03.04.2019)
- [11] Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (OGewV), Anlage 7 OGewV, Tab. 2.1.2: Werte für weitere Parameter nach Anlage 3 Nummer 3.2 OGewV für verschiedene Gewässertypen

Anlage 1: Ökotoxikologische Daten von Antiscalants; Quelle: TZW

Antiscalant		ATMP				DTPMP			
Trophieebene	Species	NOEC mg/L	LC/EC50 mg/L	Dauer	Referenz	NOEC mg/L	LC/EC50 mg/L	Dauer	Referenz
Fische	bluegill sunfish					576	>758	96h	IUCLID
	Brachydanio rerio	-	-	-		-	-	-	
	Cyprinodon variegatus						5377	96h	IUCLID
	Ictalurus punctatus					432	657	96h	IUCLID
	Lepomis macrochirus					576	758	96h	IUCLID
	Leuciscus idus								
	Leuciscus idus								
	Leuciscus idus								
	Oncorhynchus mykiss						450	14d	IUCLID
	Oncorhynchus mykiss					180	180	96h	IUCLID
	Oncorhynchus mykiss								
	Pimephales sp.	4831	8132	96h	IUCLID	2125	5372	96h	IUCLID
	Salmo gairdneri	47	150	14d	IUCLID	139	>262	14d	IUCLID
Salmo gairdneri	-	160	96h	IUCLID	-	573	96h	IUCLID	
Salmo gairdneri					180		96h	IUCLID	
Daphnien	Chironomus tentans	7040	11400	48h	IUCLID	7589	9910	48h	IUCLID
	Crassostrea virginica					56	156	96h	IUCLID
	Daphnia magna	125	297	48h	IUCLID	125	242	48h	IUCLID
	Daphnia magna	-	833	48h	IUCLID	-	667	48h	IUCLID
	Daphnia magna								
	Daphnia magna								
	Daphnia magna								
Palaemonetes pugio						4849	96h	IUCLID	
Algen	Chlorella sp.	-	100	96h	IUCLID	-	-	-	
	Scenedesmus subspicatus								
	Scenedesmus subspicatus								
	Selenastrum capricornutum	7,4	19,6	96h	IUCLID	5	8,68	14d	IUCLID
	Selenastrum capricornutum					1,9	5,2	96h	Danish EPA
Selenastrum capricornutum	7,4	19,6	14d	Danish EPA					

Antiscalant		PBTC					EDTMP							
Trophieebene	Species	NOEC mg/L	LC/EC0	LC/EC50 mg/L	Dauer	Referenz	NOEC mg/L	LC/EC50 mg/L	Dauer	Referenz				
Fische	bluegill sunfish	>1042			14d	IUCLID								
	Brachydanio rerio													
	cyprinodon variegatus													
	ictalurus punctatus													
	Lepomis macrochirus													
	Leuciscus idus				500	>500					48h	IUCLID		
	Leuciscus idus				>=2000						72h			
	Leuciscus idus													
	Leuciscus idus													
	Oncorhynchus mykiss													
	Oncorhynchus mykiss													
	Oncorhynchus mykiss													
	Pimephales sp.													
	Salmo gairdneri				3440						48h	IUCLID		
Salmo gairdneri														
Salmo gairdneri														
Daphnien	Chironomus tentans	104					510	250	48h	Danish EPA				
	Crassostrea virginica													
	Daphnia magna										313	747	24h	IUCLID
	Daphnia magna										180	265	24h	IUCLID
	Daphnia magna										>500		24h	IUCLID
	Daphnia magna											>1071	21d	IUCLID
	Daphnia magna												21d	IUCLID
Palaemonetes pugio														
Algen	Chlorella sp.	17,8	140	>1081	72h	IUCLID								
	Scenedesmus subspicatus													
	Scenedesmus subspicatus										72h	IUCLID		
	Selenastrum capricornutum													
	Selenastrum capricornutum													
Selenastrum capricornutum					0,09	0,42	96h							
Selenastrum capricornutum					9,3	27,1	14d	Danish EPA						

Antiscalant		HDTMP				HEDP				
Trophieebene	Species	NOEC mg/L	LC/EC50 mg/L	Dauer	Referenz	NOEC mg/L	LC/EC0 mg/L	LC/EC50 mg/L	Dauer	Referenz
Fische	bluegill sunfish									
	Brachydanio rerio						1000		96h	IUCLID
	cyprinodon variegatus							2180	96h	IUCLID
	ictalurus punctatus					529		695	96h	IUCLID
	Lepomis macrochirus					529		868	96h	IUCLID
	Leuciscus idus						>1000		14d	IUCLID
	Leuciscus idus						180	207	48h	IUCLID
	Leuciscus idus						300	350	48h	IUCLID
	Leuciscus idus						600		96h	IUCLID
	Oncorhynchus mykiss					60		180	14d	IUCLID
	Oncorhynchus mykiss					151		368	96h	IUCLID
	Oncorhynchus mykiss							360	96h	IUCLID
	Pimephales sp.					104		2180	96h	IUCLID
	Salmo gairdneri							200	96h	IUCLID
	Salmo gairdneri					151		368	96h	IUCLID
Daphnien	Chironomus tentans									
	Crassostrea virginica									
	Daphnia magna	574	125	48h	Danish EPA	400		527	48h	IUCLID
	Daphnia magna						39,6	100	24h	IUCLID
	Daphnia magna						150	165	24h	IUCLID
	Daphnia magna						500		48h	IUCLID
	Daphnia magna									
Palaemonetes pugio							1770	96h	IUCLID	
Algen	Chlorella sp.					100			48d	
	Scenedesmus subspicatus									
	Scenedesmus subspicatus									
	Selenastrum capricornutum									
	Selenastrum capricornutum	10,2	28	96h	Danish EPA	1,3		3	96h	Danish EPA
Selenastrum capricornutum	10,2	27	14d	Danish EPA	13		39	14d	IUCLID	

Antiscalant		PAS (2.000-4.500 g/mol)			
Trophieebene	Species	NOEC mg/L	LC/EC50 mg/L	Dauer	Referenz
Fische	bluegill sunfish	450		4Wo	ECETOC
	Brachydanio rerio				
	cyprinodon variegatus				
	ictalurus punctatus				
	Lepomis macrochirus	124	>450	96h	Jorgensen, 2010
	Leuciscus idus				
	Leuciscus idus				
	Leuciscus idus				
	Leuciscus idus				
	Oncorhynchus mykiss				
	Oncorhynchus mykiss	315	4Wo	96h	ECETOC Jorgensen, 2010
	Oncorhynchus mykiss				
	Oncorhynchus mykiss				
	Pimephales sp.				
Salmo gairdneri					
Salmo gairdneri					
Salmo gairdneri					
Daphnien	Chironomus tentans		>1.000	48h	Freeman&Bender, 1993
	Crassostrea virginica				
	Daphnia magna	12	>200	48h	ECETOC
	Daphnia magna				
	Daphnia magna				
	Daphnia magna				
	Daphnia magna				
	Daphnia magna				
Palaemonetes pugio	450		21d	ECETOC	
	5,6		21d	Freeman&Bender, 1993	
Algen	Chlorella sp.				
	Scenedesmus subspicatus				
	Scenedesmus subspicatus				
	Selenastrum capricornutum				
	Selenastrum capricornutum				

Fließgewässertyp in Baden-Württemberg

Fließgewässertypen

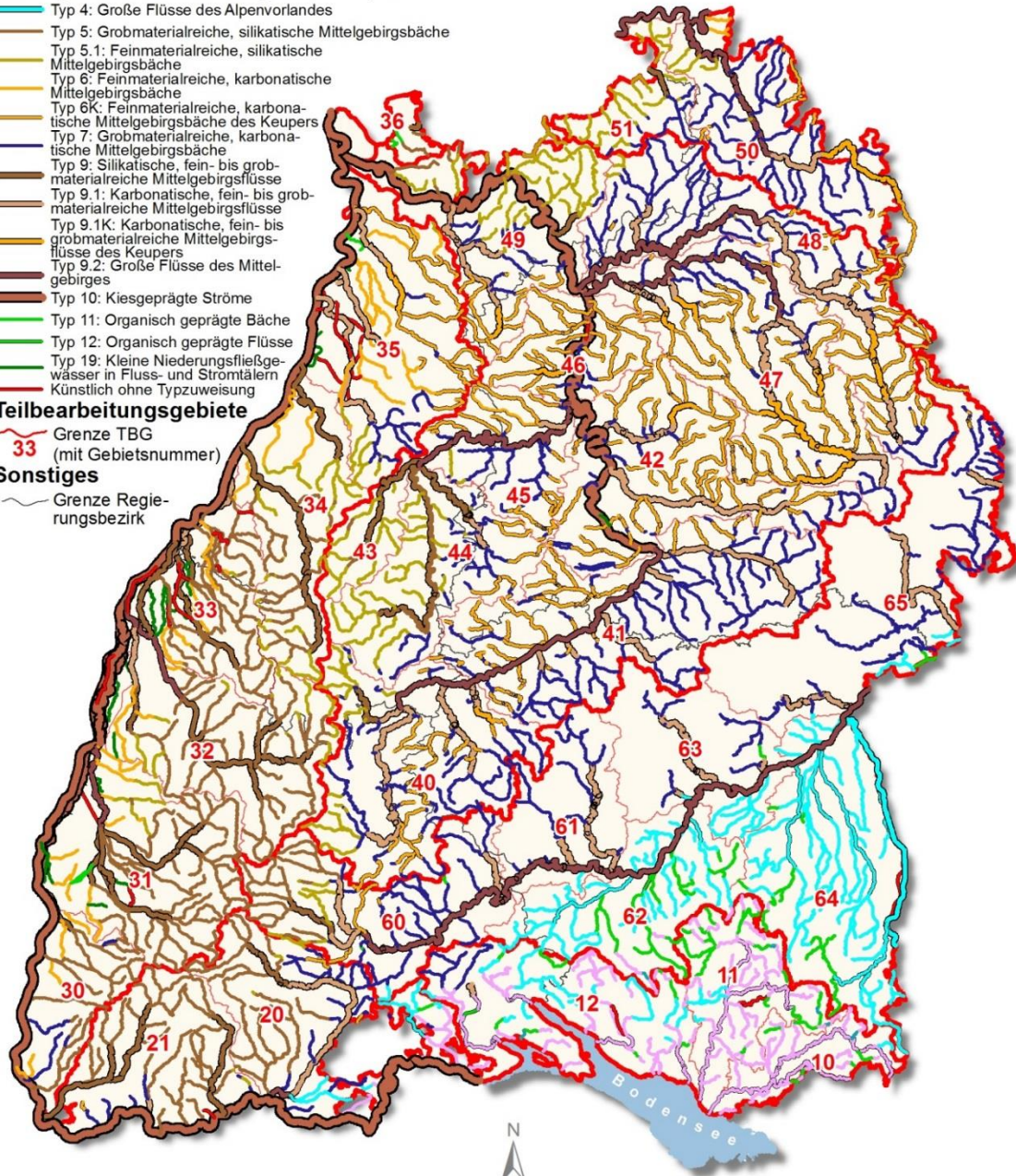
- Typ 2.1: Bäche des Alpenvorlandes
- Typ 2.2: Kleine Flüsse des Alpenvorlandes
- Typ 21_S: Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes (Süd)
- Typ 3.1: Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes 3.1
- Typ 3.2: Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes
- Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes
- Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 6K: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers
- Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
- Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
- Typ 9.1K: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse des Keupers
- Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges
- Typ 10: Kiesgeprägte Ströme
- Typ 11: Organisch geprägte Bäche
- Typ 12: Organisch geprägte Flüsse
- Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern
- Künstlich ohne Typzuweisung

Teilbearbeitungsgebiete

- 33 Grenze TBG (mit Gebietsnummer)

Sonstiges

- Grenze Regierungsbezirk



Grundlage: © LGL BW, LUBW

0 10 20 30 40 50 km

LU:W

BERECHNUNG DER KONZENTRATIONSERHÖHUNG IM FLIEßGEWÄSSER

$$\text{Konzentrationserhöhung} = \frac{Q(\text{Konzentrat}) * \text{Konzentration}(\text{Konzentrat})}{MQ(\text{Fluss}) + Q(\text{Konzentrat})}$$

FORDERUNG ZUR KONZENTRATIONSERHÖHUNG

$$\text{Konzentrationserhöhung} < \frac{\text{Orientierungswert}}{20}$$

ABLAUF EINER BERECHNUNG AM BEISPIEL VON GESAMTPHOSPHOR (P_{GES})

Gegebene Parameter	Einheit	Wert
Fließgewässertyp		7
Langjähriger mittlerer Abfluss des Fließgewässers	L/s	2.500
Volumenstrom des Konzentrates	L/s	10
Konzentration von P _{ges} im Konzentrat	mg/L	1
Orientierungswert P _{ges}	mg/L	0,1

$$\text{Konzentrationserhöhung} = \frac{10 \frac{L}{s} * 1 \frac{mg}{L}}{\left(2.500 \frac{L}{s} + 10 \frac{L}{s}\right)} = 0,004 \frac{mg}{L}$$

$$\frac{\text{Orientierungswert}}{20} = \frac{0,1 \frac{mg}{L}}{20} = 0,005 \frac{mg}{L}$$

0,004 mg/L (Konzentrationserhöhung) < 0,005 mg/L (Orientierungswert/20)

In diesem Beispiel wird die Konzentrationserhöhung für den Parameter P_{ges} infolge der Konzentrateinleitung als unerheblich angesehen.

