



# Belastung des Zürichsees durch die Strassenentwässerung





**Projektleitung AWEL:**

Hans Häusermann

**Projektleitung und -bearbeitung:**

Markus Boller (aQa.engineering)

Michele Steiner (wst21)

Johanna Mieleitner (wst21)

Zürich, 3. Juli 2009



# Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>9</b>
1.1 Ausgangslage .....	9
1.2 Zielsetzung.....	10
1.3 Vorgehen .....	10
<b>2 Einträge aus der Strassenentwässerung und Massenflüsse</b> .....	<b>11</b>
2.1 Strukturierung des Systems .....	11
2.2 Einträge aus der Strassenentwässerung in den Zürichsee.....	12
2.3 Gesamte und lokale Massenflüsse.....	14
2.3.1 Bedeutung der gesamten und lokalen Massenflüsse.....	14
2.3.2 Betrachtung einzelner Substanzen.....	14
2.3.3 Zusammenfassung .....	15
<b>3 Räumliche Verteilung der Einträge / Belastungsbild</b> .....	<b>15</b>
3.1 Fragestellung und Vorgehensweise .....	15
3.2 Emissionen und Eintragspfade.....	16
3.3 Belastungsbild, Belastungsschwerpunkte.....	18
<b>4 Einfluss der Einträge auf den Zürichsee</b> .....	<b>22</b>
4.1 Fragestellung und Vorgehensweise .....	22
4.2 Methoden .....	22
4.2.1 Modell Sediment .....	22
4.2.2 Modell Wasserqualität.....	23
4.3 Belastung der Sedimente .....	23
4.3.1 Vergleichswerte Sediment .....	23
4.3.2 Sedimentproben.....	24
4.3.3 Modellierung der Sedimentation .....	25
4.4 Einfluss auf die Wasserqualität bei den Einleitstellen .....	27
4.4.1 Vergleichswerte Wasserqualität .....	27
4.4.2 Modellierung.....	28
4.5 Einfluss auf die Wasserqualität an den Trinkwasserfassungen .....	30
4.6 Folgerungen.....	31
<b>5 Abschätzung des Risikos von Störfällen und Havarien durch den Strassenverkehr am Zürichsee</b> .....	<b>32</b>
5.1 Berechnung der Auftretenshäufigkeit repräsentativer Störfälle und Havarien ....	32
5.1.1 Verkehrsaufkommen.....	33
5.1.2 Anteil Schwerverkehr am DTV.....	33
5.1.3 Unfallrate.....	33



5.1.4	Anteil Gefahrgutverkehr .....	33
5.1.5	Massgebende SDR Klasse .....	33
5.1.6	Anteil von Referenzstoffen in der Gefahrgutklasse 3 .....	33
5.1.7	Auftretenshäufigkeit von Unfällen und Störfällen .....	33
5.1.8	Anteil der repräsentativen Störfallszenarien .....	34
5.1.9	Rate der relevanten Freisetzungsmengen bei Störfällen .....	35
5.2	Beeinträchtigung der Wasserversorgungen durch Störfälle und Havarien .....	35
5.2.1	Risikobehaftete Strassenabschnitte .....	35
5.2.2	Abschätzung der Verdünnungsfaktoren an den Fassungsstellen .....	37
5.2.3	Berechnung des möglichen Schadstoffaufkommens an den Trinkwasserfassungsstellen .....	37
5.3	Massnahmen .....	39
5.4	Sicherheitstechnische Massnahmen .....	39
5.5	Organisatorische Massnahmen .....	39
<b>6</b>	<b>Massnahmen zur Reduktion der Belastungen .....</b>	<b>40</b>
6.1	Betriebliche Massnahmen .....	40
6.1.1	Leerung von Schlammsammlern .....	40
6.1.2	Reinigung von Strassen .....	40
6.2	Bauliche Massnahmen am Entwässerungssystem .....	41
6.2.1	Optimierung des Einzelschachtes (a) .....	42
6.2.2	Zentraler Schlammsammler (b) .....	42
6.2.3	Zentrale Sammlung mit Retention und Behandlung (c) .....	43
6.2.4	Zentrale Sammlung mit Retention/Behandlung und Pumpen (d) .....	44
6.2.5	Zentrale Sammlung, Retention, ortsunabhängige Behandlung (e) .....	44
6.2.6	Ableitung in die Kläranlage (f) .....	44
6.2.7	Wirksamkeit der Massnahmen .....	44
6.2.8	Auswirkungen der Massnahmen .....	45
<b>7</b>	<b>Folgerungen und Empfehlungen .....</b>	<b>47</b>
	<b>Literatur .....</b>	<b>49</b>
	<b>Anhang 1: Datengrundlage .....</b>	<b>51</b>
	<b>Anhang 2: Berechnung der Massenflüsse .....</b>	<b>52</b>
	<b>Anhang 3: Abschätzung der Emissionen und Immissionen .....</b>	<b>54</b>
	<b>Anhang 4: Modell Sediment .....</b>	<b>56</b>
	<b>Anhang 5: Modell Wasserqualität .....</b>	<b>58</b>
	<b>Anhang 6: Verdünnungsfaktoren .....</b>	<b>59</b>
	<b>Anhang 7: Messungen Sediment .....</b>	<b>60</b>



## Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht beurteilt den Einfluss der Einleitung von Strassenabwasser in den Zürichsee. Berücksichtigt werden die Einflüsse auf die Seewasserqualität, insbesondere auf die Wasserqualität im Bereich der Trinkwasserfassungsstellen und auf die Sediment- und Wasserqualität im Bereich der Einleitstellen. Die Beurteilung erfolgt anhand des Vergleichs mit Trinkwasser-Qualitätszielen und den Anforderungen der Gewässerschutzverordnung sowie mit den IKSr-Werten (Internationale Kommission zum Schutze des Rheins) für die Sedimente. Es wurden dazu die neuesten Erkenntnisse zur Belastung von Strassenabwasser beigezogen und die relevanten Frachten, ihre Entstehung und lokale Verteilung quantifiziert. Mit Hilfe von Modellen, die die Einmischung des Abwassers in den See nachzubilden vermögen, konnten die hauptsächlich im Uferbereich stattfindenden Belastungen des Seewassers und der Sedimente näherungsweise berechnet werden.

Als strassenbürtige Stoffe wurden hauptsächlich die Qualitätsparameter Ungelöste Stoffe (GUS), die Schwermetalle Cadmium (Cd), Blei (Pb), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) sowie die Summe von 16 polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs) und, wo Informationen vorhanden, der Benzinzusatzstoff Methyl-tertiär-butylether (MTBE) berücksichtigt.

Neben dem Normalbetrieb der Strassen enthält dieser Bericht auch eine Risikoanalyse in Bezug auf mögliche Störfälle und Havarien im Strassenverkehr im Bereich der Seestrasse. Störfälle werden hier als grosse Unfälle bezeichnet, bei denen schwere Schädigungen auftreten. Kleinere Unfälle, die eine Gefährdung der Gewässerökologie und/oder des Trinkwassers zur Folge haben, werden als Havarien bezeichnet.

Die Folgerungen resultieren in Vorschlägen zu Massnahmen, die zu einer Verringerung der Belastung des Sees durch Strassenabwasser führen sollen. Die Ergebnisse können in folgenden Punkten zusammengefasst werden:

1. Im Kanton Zürich werden die Abwässer von 12 km Autobahn und 130 km Kantonsstrassen in Richtung Zürichsee abgeleitet. Zusätzlich gelangt Strassenabwasser von Gemeindestrassen in den See. Betrachtet man nur die Emissionen von Autobahn und Kantonsstrassen ist die Belastung durch das kurze Autobahnstück der A3 mit ca. 20% der Abwassermengen und ca. 40% der stofflichen Brutto-Belastung erheblich. Eine Reinigung des Autobahnabwassers ist in naher Zukunft vorgesehen. Die Hauptbelastung entfällt somit eindeutig auf die Kantonsstrassen, von denen heute ca. 80% des Abwassers und ca. 60% der Schmutzstoffe (Bruttofrachten) abgeleitet werden. Unter Berücksichtigung der Verkehrsbelastung erweisen sich die Beiträge der Gemeindestrassen bezüglich stofflicher Belastung mit ca. 10% der summierten Emissionen von Kantonsstrassen und Autobahn als relativ gering. Die Gemeindestrassen werden daher im Folgenden nicht mehr betrachtet.
2. Bei der Einleitung des Strassenabwassers in den See wurden drei Ableitungspfade berücksichtigt:
  - 1) Ableitung in die Mischwasserkanalisation über eine ARA, resp. mit Hochwasserentlastung,
  - 2) Direkteinleitung in den See,
  - 3) Ableitung über Weiher und Seitenbäche.

Berücksichtigt man nur die Kantonsstrassenanteile mit einem DTV (durchschnittlicher täglicher Verkehr) von > 5000 Fahrzeugen/Tag, so werden 33 km über ARAs respektive Hochwasserentlastungen, 37 km direkt und 13 km über Weiher und Bäche abgeleitet. Entsprechend dem geschätzten Stoffrückhalt der Eintragspfade wurden die vom Verkehr emittierten Stofffrachten reduziert und erlaubten ein quellenorientiertes Immissionsbild



(Nettofrachten) für den Zürichsee für die oben angeführten Stoffklassen. Unter den Nettofrachten machen heute die Autobahn sowie die Direkteinleitungen von Kantonsstrassenabwasser zusammen je nach Parameter 70-80% aus. Nach der geplanten Sanierung der Autobahnableitung mit SABAs (Strassenabwasserbehandlungsanlagen) steigt der prozentuale Anteil der Direkteinleitungen von Kantonsstrassen auf 60-70%. Der Rest teilt sich auf in Einleitungen über Seitenbäche (ca. 15%), über ARAs (ca. 10%) und über Hochwasserentlastungen (ca. 12%).

3. Die Schadstoffeinträge aus der Atmosphäre, aus Kläranlagen und weiteren Quellen machen den Hauptteil der Gesamt-Nettofrachten gegenüber jenen aus dem Strassenabwasser aus. Dieser Hauptanteil kann jedoch nicht als für die Qualität des Seewassers und der Sedimente massgebende Grösse herangezogen werden, da er über die gesamte Seefläche anfällt und im Seevolumen stark verdünnt wird. Da die Einträge aus dem Strassenabwasser im ufernahen Bereich erfolgen, müssen die lokalen Einmischverhältnisse und das Absinken der partikulären Verschmutzung in die Sedimente detailliert beurteilt werden. Vergleichsweise entspricht das Gewicht der aus den Staatsstrassen eingeleiteten Schmutzstoffe von ca. 38 Tonnen pro Jahr rund 760 Zementsäcken, aber mit anderer Wirkung.
4. Die detaillierte Betrachtung der Einleitstellen zeigt, dass die Direkteinleitung von Strassenabwasser von der Seestrasse um den ganzen See auf dezentrale, diffuse Art erfolgt. Beispielsweise bestehen in der Gemeinde Rüslikon auf einer Strecke von 1.5 km entlang der Seestrasse 19 Direkteinleitungen. Diese diffuse Belastung der Uferpartien hat zur Folge, dass die Schadstoffe lokal stärker verdünnt werden als bei konzentrierten Abwasserströmen. Dies erschwert allfällige Massnahmen zur Behandlung der Abwässer. Um den Einfluss der Stoffe im Bereich der dezentralen Direkteinleitungen auf den See zu quantifizieren, war die Anwendung von Rechenmodellen notwendig, die den Stofftransport in die ufernahen Sedimente und in das ufernahe Seewasser nachzubilden vermögen. Es handelt sich hier um rechnerische Abschätzungen, die es erlauben aufgrund von Diffusions- und Sedimentationsprozessen, die lokalen Schadstoffbelastungen im See grob zu beurteilen.
5. Strassenabwasser ist dadurch charakterisiert, dass ein Grossteil der ökologisch relevanten Verschmutzung (Schwermetalle, PAKs) in partikulärer und feinkolloidaler Form vorliegt. Unter Zuhilfenahme von Partikelgrössenverteilungen im Strassenabwasser war es möglich, die Sedimentbelastung an typischen einzelnen Direkt-Einleitstellen zu berechnen. Die Ergebnisse der Modellrechnungen sowie Analysen von Sedimentproben zeigen, dass die Sedimentbelastung bei flachen Uferzonen im Umkreis von bis zu 20 m erhöht sein kann und die IKSR Zielwerte im Umkreis von bis zu 5 m überschritten sein können. Bei steileren Uferzonen sind die Zielwerte vermutlich in einem Umkreis von weniger als 1 m überschritten.  
Eine Sedimentbelastung tritt demzufolge auf einer nicht zusammenhängenden Sedimentfläche von ca. 5 - 10 ha auf und die heute gesetzten Zielwerte werden auf einer Sedimentfläche bis zu 1 ha überschritten. Es ist zu beachten, dass sich die weitgehend nicht abbaubare partikuläre Schmutzfracht in den Sedimenten anreichert, aber fortlaufend mit den übrigen, Sediment bildenden Ablagerungen (Algen, etc.) verdünnt wird. Deshalb werden sich die Schadstoff-Konzentrationen im obersten cm des Sediments vermutlich nicht mit der Zeit erhöhen.
6. Zur Beurteilung der Stoffeinträge, die im Seewasser verbleiben, wurden weitere Modellrechnungen durchgeführt. Die Belastungsberechnungen erfolgten unter Annahme der zeitlichen und stofflichen Belastung durch Einzeleinleitungen. Dabei handelt es sich um typische Pulsbelastungen bei Regenwetter, die sich in der Folge durch turbulente Diffusion von der Einleitstelle ausgehend im Wasser verdünnen.  
Die Ergebnisse zeigen, dass je nach Regenintensität und Regendauer eine zeitlich begrenzte Überschreitung der Anforderungen der Gewässerschutzverordnung für Ober-



flächengewässer im Umkreis von bis zu 10 m von der Einleitstelle auftreten. Die erhöhten Belastungen dauern bei stärkeren Regen bis zu 0.5 Stunden nach der Pulsbelastung an.

7. Die Ergebnisse der Studie in Bezug auf die Sediment- und die Seewasserbelastung durch die Einleitung von Strassenabwasser weisen keine Fälle akuter ökologischer Toxizität nach. Dennoch werden örtlich vor allem die Sedimente und in zeitlich begrenzten Abschnitten bei Regenwetter auch das Seewasser mit den oben angeführten risikobehafteten Stoffgruppen bei jedem Regenereignis belastet. Die in den vorhandenen Empfehlungen und Vorschriften des BAFU (Wegleitung) , des VSA (Richtlinie) und des VSS (Norm SN 640 347) festgelegte Klassierung von Strassen, bei der eine Verkehrsbelastung von > ca. 12'000 Fahrzeugen pro Tag zu einem hochbelasteten Abwasser führt, welches deshalb behandelt werden sollte, haben somit auch im vorliegenden Fall der Ableitung in einen grösseren See ihre Gültigkeit.
8. Die Abschätzung des Einflusses der Pulsbelastungen auf das an den verschiedenen Trinkwasserfassungen angesaugte Wasser muss für die Stagnationsphase des Sees im Sommer und die Zirkulationsphase im Winter separat betrachtet werden. Beide Szenarien ergaben jedoch, dass die Schadstoffe bereits stark verdünnt zu den Fassungsstellen gelangen und somit kein massgebender Einfluss auf die Trinkwasserqualität zu erwarten ist. Die Analysenergebnisse der Wasserwerke zeigen dies ebenfalls.
9. Die seit einiger Zeit im Zürichsee und im Trinkwasser gemessenen Konzentrationen von MTBE können nicht Folge von Strassenabwasser-Einleitungen sein, da die vorhandenen Mengen im Hypo- und Epilimnion die möglichen Frachten aus dem Strassenabwasser bei weitem übersteigen. Es wird vermutet, dass der Bootsverkehr dafür verantwortlich ist.
10. Eine Risikoanalyse von Havarien und Störfällen im Strassenverkehr um den Zürichsee gemäss den Vorgaben von ASTRA und BAFU ergab, dass die Hauptrisiken für die Seewasserqualität vom Tankwagenverkehr mit dem Transport von Heizöl und Benzin ausgehen. Anstelle pauschaler Risikofaktoren zur Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse und der emittierten Mengen, wurden Worst-Case Szenarien mit Unfällen auf der Seestrasse in der Nähe der Trinkwasserfassungsstellen, mit Einleitung in die Mischkanalisation und mit Einleitung in Seitenbäche mit Hilfe von Transportmodellen im See und Annahmen zur Verdünnung der ausgelaufenen Stoffmengen berechnet. Unfälle im Schweregrad von Störfällen haben zur Folge, dass die Konzentrationen der wasserlöslichen Bestandteile der ausgelaufenen Stoffe an den Trinkwasserfassungsstellen im Worst-Case um Grössenordnungen höher sein können als die Toleranzwerte für Trinkwasser. Es ist deshalb zu folgern, dass eine Gefährdung der Trinkwasserversorgungen nicht nur bei Störfällen, sondern auch bei Havarien besteht. Dies erfordert bei ungünstigen Mischungsverhältnissen im See die sofortige Schliessung der Wasserentnahme von Wasserwerken nahe der Einleitstelle. Es ist zu überprüfen, inwieweit ein Sicherheitsdispositiv (Notwasserversorgung, Ölwehr) für solche Fälle bereits besteht. Spezielle Massnahmen zur Verhinderung des Abkommens von Fahrzeugen von der Strasse drängen sich unter dem Aspekt des Kosten/Nutzen-Verhältnisses unseres Erachtens nicht auf. Es ist aber der Fremdwasserbezug der Seegemeinden mit den im kantonalen Richtplan Ver- und Entsorgung dargelegten Massnahmen zu verbessern. Dieser Plan sieht unter anderem vor, die Vernetzung der Wasserwerke im Kanton Zürich zu verbessern.
11. Es wird offensichtlich, dass im Normalbetrieb der Strassen allfällige Massnahmen zur Reduktion der Schadstoffbelastung des Zürichsees durch den Strassenverkehr auf ökologischen (ökotoxischen) Kriterien bezüglich Sedimente und Seewasser basieren. Die Trinkwasserversorgungen werden durch den Verkehr kaum beeinflusst. Dabei sollten sich allfällige Massnahmen auf die Hauptbelastung durch die zahlreichen Direkteinleitungen entlang der ganzen Seestrasse konzentrieren. Die heute praktizierte dezentrale und ufer-



nahe Einleitung des Strassenabwassers erschwert zentrale technische Lösungen zur Reinigung des Strassenabwassers. Es werden deshalb in einem ersten Schritt Lösungen vorgeschlagen, die auf einer Frachtreduktion mit Hilfe von betrieblichen Massnahmen mit dem gegenwärtig vorhandenen Entwässerungssystem basieren. Im Vordergrund steht dabei immer eine Verbesserung der Feststoffabscheidung, weil damit gleichzeitig grosse Teile der Schwermetalle und PAKs abgetrennt werden können.

Es wird deshalb empfohlen, Untersuchungen zur Optimierung der Schlammsammlerleerung und der Strassenreinigung zu veranlassen, um das Ausmass der Frachtreduktion und die Wirtschaftlichkeit von diesen sofort möglichen Massnahmen beurteilen zu können.

Im Zuge der Sanierung von Strassenabschnitten wird empfohlen, den Schadstoffrückhalt durch bauliche Massnahmen zu fördern. Der Umbau auf andere Schachttypen und der Einbau von Textilfiltersäcken sind Möglichkeiten, mit denen eine gewisse Verbesserung der Feststoffabscheidung erzielt werden kann. Es existieren gegenwärtig keine verfahrenstechnisch befriedigenden Lösungen, mit denen durch die im existierenden Entwässerungssystem hauptsächlich eingebauten dezentralen Schlammsammler eine Frachtreduktion von mehr als schätzungsweise 40% erzielt werden könnte.

Stabile und erhöhte Eliminationsraten lassen sich bisher nur mit kleineren dezentralen oder zentralen Strassenabwasserbehandlungsanlagen (SABAs) erreichen, wobei hier die alleinige Technik des einfachen Absetzens in Klärbecken als wenig wirksam zu beurteilen ist.

Hohe Reinigungseffekte lassen sich heute nur mit Bodenfiltern, bepflanzten Sandfiltern oder technischen Verfahrenskombinationen basierend auf Adsorbersystemen erzielen. Zur Evaluation der technischen Möglichkeiten der Strassenabwasserbehandlung wird empfohlen, ein Konzept zu erarbeiten, das entlang der Seestrasse die lokalen Verhältnisse bezüglich Gefälle, Platzverhältnissen und andere Kriterien berücksichtigt.

Es ist auch zu berücksichtigen, dass im Bereich der Technik der Strassenabwasserbehandlung in den nächsten Jahren weitere Entwicklungen stattfinden werden, die unter Umständen besser auf die Verhältnisse am Zürichsee zugeschnittene Lösungen erlauben werden.

Abschliessend ist zu bemerken, dass die in diesem Bericht dargestellte Problematik der Einleitung von Strassenabwasser in den Zürichsee nur ein Teil der urbanen Belastung durch Abwasser darstellt. Es wäre sinnvoll, die Problematik der mit Schadstoffen belasteten Oberflächenabflüsse in einen Gesamtrahmen der integralen Belastung des Sees durch Siedlungsabwasser zu stellen. Dabei müssten insbesondere die Stoffklassen aus der Regenwasserableitung nicht nur von Strassen, sondern auch von Gebäuden, respektive Gebäudeoberflächen mitberücksichtigt werden. Im Fokus stehen dabei wie beim Strassenabwasser die Schwermetalle Kupfer, Zink und Blei sowie zahlreiche Biozide und andere im Wasser unerwünschte Additive, wie neuerdings auch synthetische Nanopartikel, die durch den Regen aus Baumaterialien von Fassaden, Mauerwerken, Plätzen und Dächern ausgewaschen werden und in den See gelangen können.





# 1 Einleitung

## 1.1 Ausgangslage

Auf dem rund 52 km langen Zürcher Teilstück der Seestrasse verkehren täglich ca. 10'000 bis 20'000 Motorfahrzeuge (MFZ). Die Emissionen des Strassenverkehrs auf der Seestrasse und weiterer Strassenabschnitte der anliegenden Gemeinden, welche in den Zürichsee ableiten, werden bei Regenwetter abgeschwemmt und direkt über die Seitenbäche oder über die öffentliche Kanalisation in den Zürichsee eingetragen. Gleichzeitig wird mehr als 40% des Trinkwassers für die Bevölkerung des Kantons Zürich aus dem Zürichsee gewonnen. Ein Risiko für den Trinkwasserspeicher Zürichsee können auch die Transporte von wassergefährdenden Flüssigkeiten auf der Seestrasse darstellen.

Neben der nicht bekannten potentiellen Gefährdung der Trinkwasserfassungen besteht auch Unklarheit darüber, wie stark die aus dem Verkehr in den Zürichsee eingetragenen Schadstoffe das Ökosystem „See“, namentlich die Sedimente und die Wasserqualität belasten.

Die BAFU-Wegleitung „Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen“ taxiert Strassenabwasser von Strassen mit einem durchschnittlichen täglichen Verkehr (DTV) von mehr als ca. 12'000 Fahrzeugen als hochbelastet, jene mit einem DTV zwischen 4'000 und 12'000 als mittel belastet. Die BAFU-Wegleitung und die VSA Richtlinie „Regenwasserentsorgung“ fordern für mittel- wie auch hochbelastete Strassen im Gewässerschutzbereich Ao die Reinigung des Strassenabwassers. Auch die neue VSS Norm SN 640 347 „Belastung von Strassenabwasser“ stützt sich auf die Forderungen der genannten beiden Dokumente ab. Das bedeutet, dass an Staatsstrassen mit hohem Verkehrsaufkommen die Behandlung des Strassenabwassers notwendig ist. Die Situation der Einleitung von Strassenabwasser in einen See stellt jedoch einen Spezialfall dar, indem das Abwasser, respektive die darin enthaltenen Schadstoffe je nach Entwässerungsart auf unterschiedliche Art und Weise eingetragen werden. Zudem ist die Einmischung in den See von der Jahreszeit abhängig.

Eine Sanierung im Sinne der BAFU-Wegleitung würde verschiedene Schwierigkeiten mit sich bringen. Das schwache Gefälle der Strasse und damit der Entwässerungsleitungen bedingt, dass nur kurze Teilstücke von wenigen Schlammsammlern zusammengefasst in den See entwässert werden. Die Einleitung des Strassenabwassers geschieht heute entlang des ganzen Zürichsees ausgesprochen dezentral. Dies führte zu einer hohen Dichte von Einleitstellen, die mit Abständen von 90-100 m eine zentrale Lösung zur Reinigung der Strassenabwässer technisch schwierig gestalten. Zudem sind die Platzverhältnisse zwischen Seestrasse und See stark eingeschränkt. Im weiteren erschweren Schadstoffeinträge in die Mischwasserkanalisation (Hochwasserentlastungen, Regenüberläufe, Restverunreinigung gereinigter kommunale Abwässer) und diffuse Einträge in die zum Teil eingedolten Bäche die vollständige Erfassung der Strassenabwässer.

Basierend auf dieser Ausgangslage stellt sich die Frage, mit welchem Konzept die Forderung nach einer Reduktion der Schadstoffeinträge in den Zürichsee am besten realisiert werden kann.



## 1.2 Zielsetzung

Das Projekt „Belastung des Zürichsees durch die Strassenentwässerung“ soll zeigen, wie sich die Schadstoffeinträge aus der Strassenentwässerung im Zürichsee verhalten und wie sie sich auf die Qualität des Seewassers und speziell des Trinkwassers auswirken. Als Schadstoffe werden insbesondere suspendierte Feststoffe, typische Schwermetalle des Strassenverkehrs, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) und Benzinzusatzstoffe betrachtet. Da ein Grossteil der Verschmutzung des Strassenabwassers partikulär oder partikelgebunden vorliegt, ist zudem die Quantifizierung der Ablagerungen in den ufernahen Sedimenten des Zürichsees aus ökologischer Sicht von Interesse. Daneben sind soweit zugänglich als Input auch die übrigen Belastungen aus dem Einzugsgebiet zu berücksichtigen und der Belastung aus der Strassenentwässerung gegenüber zu stellen.

Zusätzlich soll eine Risikoabschätzung der Gefährdung der Trinkwasserfassungen durch Störfälle und Havarien durchgeführt werden.

Als Folge der Berechnungen und Bilanzierungen des Schadstoffaufkommens im Seewasser und im Sediment des Zürichsees und unter Berücksichtigung der lokalen Verhältnisse sollen schliesslich Massnahmen zur Reduktion der Schadstoffeinträge aus der Strassenentwässerung vorgeschlagen werden. Damit soll der Vollzug des Gewässerschutzes bei der Einleitung von Strassenwasser in den Zürichsee unterstützt werden.

## 1.3 Vorgehen

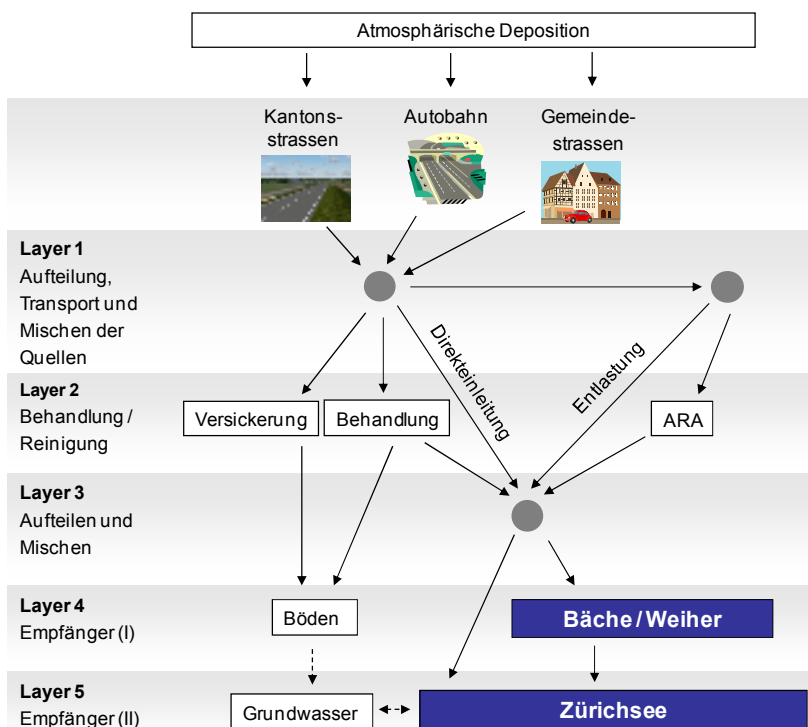
Das Projekt ist in mehrere Schritte gegliedert:

- Datenbeschaffung See und Einzugsgebiet und erste Abschätzung der Massenflüsse. Strukturierung des Entwässerungssystems.
- Abschätzung der Einträge aus der Strassenentwässerung.
- Räumliche Verteilung der Einträge und Belastungsbild:  
Berechnung der Massenflüsse von Strassen, ARAs, Regenüberläufen und Bächen sowie weiterer Einträge. Vergleich der Einträge und Erstellung eines Belastungsbildes.
- Abschätzung des Einflusses der Einträge auf die Wasserqualität im See und an den Trinkwasserfassungen sowie auf die Sedimente.
- Risikobeurteilung der Strassenwassereinleitung bezüglich der Trinkwasserfassungen.
- Risikobeurteilung Störfälle und Havarien:  
Beurteilung des Risikos einer Verschmutzung des Zürichsees durch Gefahrgut-Transporte auf der Seestrasse.
- Aufzeigen und Beurteilen von Massnahmen zur Reduktion der Belastungen durch die Strassenentwässerung.

## 2 Einträge aus der Strassenentwässerung und Massenflüsse

### 2.1 Strukturierung des Systems

Strassenabwasser gelangt auf unterschiedlichen Wegen in den Zürichsee. Bei der Abschätzung der Einträge spielt die Art des Entwässerungssystems (Mischkanalisation oder Trennkanalisation, mit oder ohne Behandlung) eine entscheidende Rolle. Abhängig von der Entwässerungsart wird ein Teil der Schadstoffe in der ARA oder anderen Behandlungsanlagen zurückgehalten und gelangt nicht in den Zürichsee. Bei der Direkteinleitung über die Trennkanalisation ohne Behandlung und bei der Entlastung der Mischkanalisation gelangt, mit Ausnahme der in den Schlammfassern zurückgehaltenen Fracht, die gesamte im abfliessenden Wasser enthaltene Schadstofffracht in den See. Bei der Einleitung über Behandlungsanlagen bleibt ein Teil der Schadstoffe in den Sickerschichten der Böden oder wird im Klärschlamm fixiert. Die restlichen Schadstoffe gelangen in den See.



**Abbildung 1: Strukturierung der Wasser- bzw. Stoffflüsse für Strassenabwasser.**

Abbildung 1 zeigt die gewählte Strukturierung des Systems. Es sind die Massenflüsse (Wasserflüsse und damit verbundene Stoffflüsse) dargestellt. Das System ist in verschiedene Layer bzw. Ebenen gegliedert, in welchen die Stoffflüsse transportiert, gemischt und/oder aufgeteilt werden sowie über Reinigungsanlagen, über Bäche oder direkt in den See gelangen. Die Pfeile stellen die Wasser- und Stoffflüsse dar. Die Kreise sind als „Knotenpunkte“ zu verstehen und stellen die Weiterleitung, Mischung oder Verteilung der Wasser- und Stoffflüsse dar.

Eine Quelle der Massenflüsse ist die atmosphärische Deposition bestehend aus Regen und Staubablagerungen. Regen schwemmt Stoffe von den Strassen ab und transportiert diese auf verschiedenen Wegen in den Zürichsee. Im Fall der Strassenentwässerung sind Verkehrsemissionen die wichtigste Schadstoffquelle. In Layer 1 mischen sich die verschiedenen Quellen und



teilen sich wieder auf. Die Pfeile und Kreise symbolisieren die wichtigsten Möglichkeiten der Mischung und Umverteilung. In Layer 1 erfolgt die Aufteilung in Entwässerung über Mischkanalisation, Entwässerung über Behandlungsanlagen und Direkteinleitung in Gewässer. In Layer 2 sind Behandlungsanlagen dargestellt, dabei hat die Versickerung den Stellenwert einer Behandlung. Die Massenflüsse fließen entweder über Behandlungsanlagen oder werden direkt weitergeleitet. In Layer 3 werden die Massenflüsse weitergeleitet oder gemischt. Die Einleitung in den Zürichsee erfolgt entweder direkt oder über Bäche und Weiher. Bei der Versickerung des Strassenabwassers gelangt das Wasser über den Boden ins Grundwasser. In Layer 4 und 5 sind die Zwischen- und Endempfänger dargestellt. Die Massenflüsse gelangen somit entweder über die Bäche und Weiher oder direkt in den Zürichsee.

Somit ergeben sich viele verschiedene Eintragswege des Strassenabwassers in den See. Die wichtigsten Pfade, über welche das Strassenabwasser in den Zürichsee gelangen kann sind die folgenden:

- direkt (Trennkanalisation)
- über die Seitenbäche (Trennkanalisation)
- über eine Behandlungsanlage / SABA (Trennkanalisation)
- über eine ARA (Mischkanalisation)
- über Entlastungen der Mischkanalisation

## **2.2 Einträge aus der Strassenentwässerung in den Zürichsee**

Die Schadstoffeinträge von der Kantonsstrasse und der Autobahn in den Zürichsee (Untersee) wurden abgeschätzt. Hierbei wurden die Teile der Kantonsstrassen und der Autobahn (A3), die in den Zürichsee entwässern und im Kanton Zürich liegen, berücksichtigt. Die Einträge aus den Kantonen SG und SZ wurden nicht berücksichtigt. Das Strassenabwasser gelangt entweder direkt oder indirekt über ARAs und öffentliche Gewässer in den See.

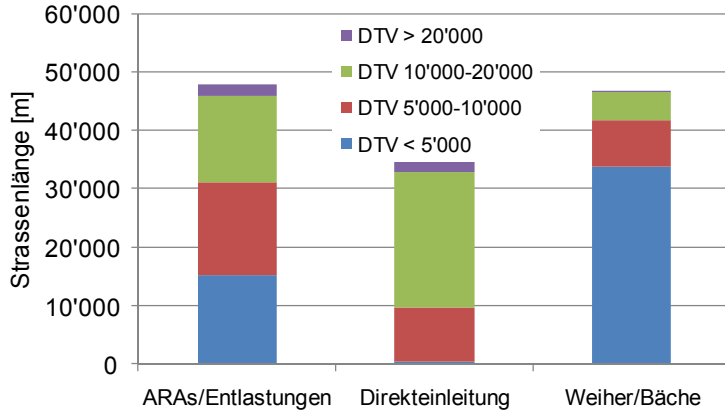
Die Einträge in den See wurden mit Hilfe folgender Informationen berechnet: Strassenlänge, Strassentyp, DTV, Entwässerungsart, Niederschlagsmenge und typische Schadstoffkonzentrationen im Strassenabwasser. Details zu den Berechnungen sind in Anhang 3: Abschätzung der Emissionen und Immissionen zusammengefasst.

In Abbildung 2 sind die Anteile der Kantonsstrassen, die über die Mischkanalisation (ARAs und Entlastungen), direkt oder über öffentliche Gewässer in den Zürichsee entwässern, dargestellt. Diese Anteile sind nach verschiedenen DTV-Klassen gegliedert. Der grösste Anteil der Kantonsstrassen (ca. 48 km) entwässert über ARAs und Entlastungen in den Zürichsee. Ein fast ebenso grosser Anteil gelangt über Weiher und Bäche in den See. Ein etwas kleinerer Teil (ca. 35 km) entwässert über Direkteinleitungen in den See.

Für die von der Strasse emittierten Schadstofffrachten ist neben der Strassenlänge und der Entwässerungsart der DTV entscheidend. Die Verteilung unterschiedlicher DTV-Klassen bei den verschiedenen Einleitungsarten ist ebenfalls in Abbildung 2 dargestellt. Bei den Strassenabschnitten, die über Bäche und Weiher entwässern, ist der DTV am niedrigsten, während bei den Abschnitten der Kantonsstrasse, die direkt in den See entwässern der DTV am höchsten ist. Ein höherer DTV verursacht grössere Emissionen pro km Strassenlänge. Dies bedeutet, dass die Schadstofffracht von den direkt entwässerten Strassenabschnitten höher ist als diejenige von den Strassenabschnitten, die über Weiher und Bäche entwässern, obwohl diese eine insgesamt grössere Länge aufweisen.

Zudem muss unterschieden werden zwischen Emissionen von den Strassen und Immissionen in den See. Bei den verschiedenen Einleitungsarten werden unterschiedlich grosse Anteile der von den Strassen emittierten Schadstofffracht zurückgehalten. Bei der Direkteinleitung wird nur ein kleiner Anteil der Schadstoffe in den Schlammsammlern zurückgehalten, während in den ARAs dagegen ein grosser Teil der Schadstoffe zurückgehalten wird (siehe Kapitel 3).

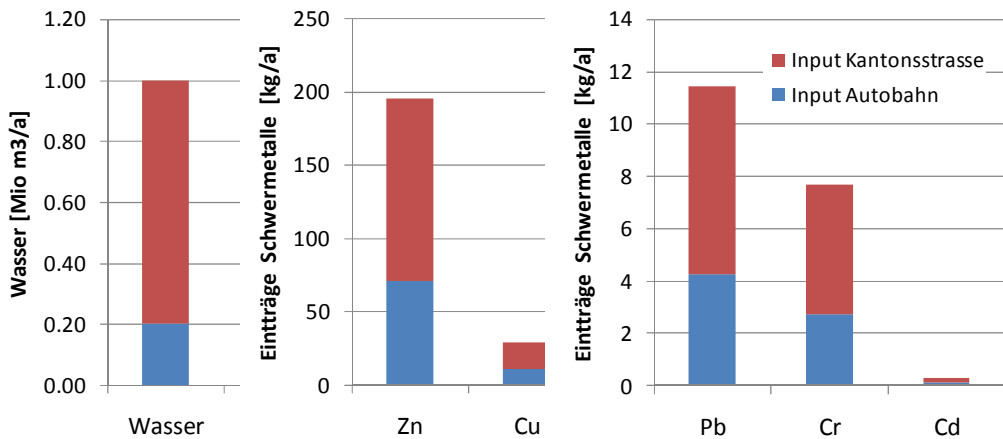
Die Autobahn (A3) im Kanton Zürich entwässert auf einer Strecke von 12 km in den Zürichsee. Die Entwässerung erfolgt heute noch über Schlammsammler und Ölabscheider in öffentliche Gewässer (Weiher/Bäche), über welche das Strassenabwasser in den Zürichsee gelangt.



**Abbildung 2: Länge der Kantonsstrasse die über ARAs und Entlastungen, öffentliche Gewässer oder direkt in den Zürichsee entwässert. Anteile der verschiedenen DTV-Klassen (Fahrzeuge pro Tag). (Kanton Zürich mit Stadt Zürich).**

In Abbildung 3 sind die Wassermengen und die Schwermetalleinträge von den Kantonsstrassen und der Autobahn in den Zürichsee dargestellt und in Tabelle 1 für Wasser, Schwermetalle und GUS detailliert zusammengestellt.

Von diesen Einträgen (Summe Kantonsstrasse und Autobahn) stammen etwa 80% des Wassers von der Kantonsstrasse. Von den Schwermetalleinträgen stammen hingegen nur etwa 65% von der Kantonsstrasse. Der Anteil der Autobahn an den Schadstoffeinträgen ist höher als der Anteil der Autobahn am Wasserzufluss. Dies ist im höheren DTV der Autobahn begründet.



**Abbildung 3: Jährliche Immissionen aus der Entwässerung von Kantonsstrassen (rot) und Autobahn (blau) in den Zürichsee (Untersee) (Kanton Zürich mit Stadt Zürich).**

Immissionen	GUS	Zn	Cu	Pb	Cr	Cd	PAK	Wasser
	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	Mio m <sup>3</sup> /a
Autobahn A3	22744	71	10.8	4.3	2.73	0.11	0.23	0.2
Summe Kantonsstrassen	38055	124	18.4	7.2	4.93	0.20	0.41	0.8
<b>Kantonsstrassen und A3</b>	<b>60799</b>	<b>195</b>	<b>29.2</b>	<b>11.5</b>	<b>7.66</b>	<b>0.31</b>	<b>0.64</b>	<b>1.0</b>

**Tabelle 1: Abschätzung der Einträge aus der Strassenentwässerung in den Zürichsee (Untersee). GUS: Gesamt ungelöste Stoffe (Kanton Zürich mit Stadt Zürich).**

## 2.3 Gesamte und lokale Massenflüsse

### 2.3.1 Bedeutung der gesamten und lokalen Massenflüsse

Um einen Überblick über die gesamten Massenflüsse zu gewinnen, werden die Einträge aus der Strassenentwässerung mit Einträgen aus anderen Quellen verglichen. Zur Beurteilung der Belastung des Sees durch die Strassenentwässerung ist ein solcher Vergleich allerdings nur bedingt nützlich, da die räumliche Verteilung der Einträge eine entscheidende Rolle für die Belastung des Gewässers spielt. Beispielsweise sind die Einträge durch die atmosphärische Deposition über den ganzen See verteilt, während die Einträge durch die Strassenentwässerung lokal an den Einleitstellen erfolgen. Die lokale Belastung ist dadurch wesentlich grösser. Insbesondere bei partikulär gebundenen Schadstoffen, die sich nicht im gesamten See verteilen sondern lokal sedimentieren, ist dies von entscheidender Bedeutung.

Um abzuschätzen, ob ein Problem aus Sicht des gesamten Gewässers besteht, können die totalen Einträge im Verhältnis zur Grösse des Sees betrachtet werden. Bei grossen Gewässern führt diese Betrachtung allerdings zu einer Unterschätzung des Problems, da die Einträge durch die grosse Wassermenge stark verdünnt werden. Die Einträge aus der Strassenentwässerung haben hingegen bei den Einleitstellen Auswirkungen auf die lokale Wasserqualität und die Sedimente. Diese lokale Belastung ist nicht von der Grösse des Gewässers abhängig. Entscheidend für die Beurteilung der Belastung ist daher eine räumlich aufgelöste Analyse. Dennoch erfolgt zunächst eine Betrachtung der gesamten Massenflüsse um einen Überblick über die Situation aus Sicht des gesamten Sees zu erhalten.

### 2.3.2 Betrachtung einzelner Substanzen

Die Schadstoffeinträge für Phosphor (P), Stickstoff (N), und Schwermetalle in den Zürichsee von der Kantonsstrasse und von der Autobahn wurden soweit möglich mit einem Teil der übrigen Einträge (Abfluss Obersee, Bäche, ARAs, atmosphärische Deposition) verglichen. Eine detaillierte Betrachtung der Stoffeinträge aus der gesamten Siedlungsentwässerung (Dächer, Plätze etc.) ist nicht Gegenstand dieser Studie.

#### **Wasser, Phosphor, Stickstoff**

Die Einträge von Wasser, Phosphor und Stickstoff sind dominiert von den Zuflüssen aus Obersee, Bächen und ARAs. Der Anteil der Strassenentwässerung von Kantonsstrasse und Autobahn am Gesamtinput ist für Wasser, Phosphor und Stickstoff kleiner als 1%.

#### **Schwermetalle**

Auch die Schwermetalleinträge aus der Strassenentwässerung sind verglichen mit anderen Quellen klein. Die durch die atmosphärische Deposition eingetragenen Schwermetallfrachten (Zn, Cu) sind etwa 3 bis 9-mal so hoch wie diejenigen der Strassenentwässerung. Die Schwermetallfrachten (Zn, Cu) aus den ARAs sind etwa 20-mal so gross wie die entsprechenden Frachten aus der Entwässerung der Kantonsstrasse und der Autobahn. Schwermetalleinträge aus anderen Quellen wie Dächer, Plätze Fassaden usw. konnten im Rahmen dieser Studie nicht berücksichtigt werden.

## MTBE

Von der Strassenentwässerung der Kantonsstrassen und der Autobahn wird jährlich etwa 0.1 kg MTBE in den Zürichsee eingetragen. Im Zürichsee werden im Sommer im Epilimnion MTBE Konzentrationen von über 300 ng/l gemessen. Im Winter sinken die MTBE Konzentrationen im Epilimnion auf ca. 40 ng/l (Leemann, 2005). Im Hypolimnion werden während des ganzen Jahres MTBE Konzentrationen zwischen 30 und 40 ng/l gemessen. Es stellt sich die Frage, ob die erhöhten MTBE Konzentrationen im Sommer durch die Einträge auch der Strassenentwässerung verursacht werden könnten. Ein Vergleich der Einträge aus der Strassenentwässerung mit dem Volumen des Epilimnions zeigt, dass die Konzentrationserhöhungen nicht von der Strassenentwässerung der Kantonsstrasse und der Autobahn verursacht sein können. Es ist davon auszugehen, dass der Anstieg der MTBE Konzentrationen im Sommer im Epilimnion durch den Bootsverkehr verursacht wird (Leemann, 2005).

### 2.3.3 Zusammenfassung

Ein Vergleich der verschiedenen Inputs in den See zeigt, dass für Wasser und alle untersuchten Substanzen (P, N, Schwermetalle, MTBE) die Einträge aus der Strassenentwässerung von der Kantonsstrasse und der Autobahn gering sind im Vergleich zu den übrigen Einträgen aus natürlichen Zuflüssen, ARAs und atmosphärischer Deposition sowie Bootsverkehr bei MTBE. In der Bilanzierung wurden allerdings die Einträge aus Direkteinleitungen der Entwässerung von Gebäuden, Plätzen und Industrieanlagen nicht berücksichtigt.

Aufgrund dieser Ergebnisse sind noch keine generellen Aussagen über die Belastung des Zürichsees durch die Strassenentwässerung möglich, da wie erwähnt lokale Belastungen unabhängig von der Grösse des Gewässers auftreten. Hier spielt insbesondere eine Rolle, ob die Stoffe diffus (Atmosphäre) oder eher punktförmig (Bäche, Trenn- und Mischkanalisation) eingetragen werden. Für eine abschliessende Beurteilung der Belastung ist eine räumlich aufgelöste Analyse nötig. Diese erfolgt in den folgenden Kapiteln.

## 3 Räumliche Verteilung der Einträge / Belastungsbild

### 3.1 Fragestellung und Vorgehensweise

Die Abklärung der räumlichen Verteilung der durch den Strassenverkehr verursachten Immissionen in den Zürichsee beinhaltet die Beantwortung folgender Fragen:

- An welchen Stellen gelangt das Strassenabwasser in den See?
- In welcher Tiefe wird es eingeleitet?
- Ist es verdünnt durch Bachwasser oder Abwasser?
- Ist es ungereinigt oder gereinigt?

Um diese Fragen zu beantworten, wurden die Quellen und Eintragspfade in den See raumbezogen analysiert. Die Abschätzung erfolgte für Kantonsstrassen, die Autobahn A3 und Gemeindestrassen. Hierbei wurden folgende Punkte betrachtet:

- Emissionen von den Strassen ins Strassenabwasser
- Eintragspfade (Verdünnung, Rückhalt von Schadstoffen)
- Schadstoffeinträge (Immissionen) in den See
- Anordnung der Einleitstellen

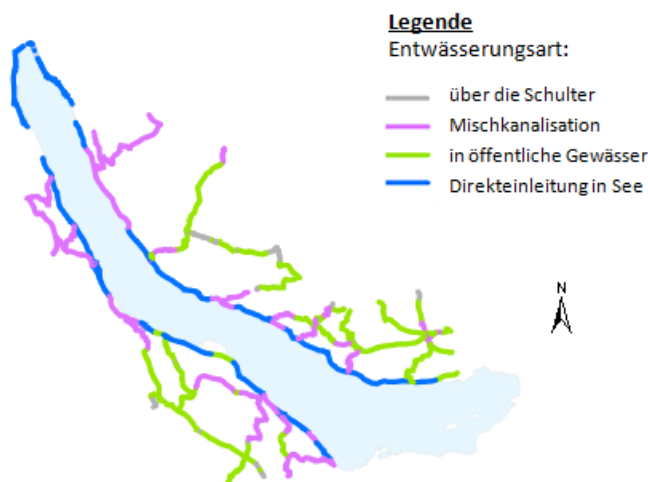
## 3.2 Emissionen und Eintragspfade

### Kantonsstrassen

Für die Kantonsstrassen im Kanton Zürich sind raumbezogene Daten zu Entwässerungsart, DTV und zu den Einleitstellen vorhanden. Mit Hilfe dieser Daten wurden Entwässerungsabschnitte und die entsprechenden Einleitstellen identifiziert. Dadurch ist es möglich, die räumliche Verteilung der Emissionen von der Strasse und die Eintragspfade in den Zürichsee zu berechnen.

Die Emissionen des Verkehrs ins Strassenabwasser wurden mit Hilfe des DTV, des Strassentyps und typischen Schadstoffkonzentrationen im Strassenabwasser abgeschätzt.

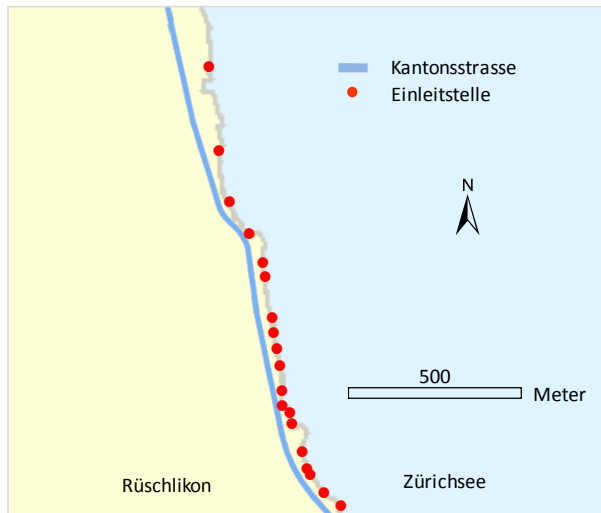
Das Strassenabwasser aus der Entwässerung der Kantonsstrassen gelangt direkt via Trennkana-  
lisation, über die Mischkanalisation oder über Bäche und Weiher in den Zürichsee. Die Ent-  
wässerungsart der Kantonsstrassen im Kanton Zürich, die im Einzugsgebiet des Zürichsees lie-  
gen, sind in Abbildung 4 dargestellt.



**Abbildung 4: Entwässerungsart der Kantonsstrassen im Kanton Zürich im Einzugsgebiet des Zürichsees (Quelle Daten: GIS ZH und ERZ, TAZ, Ernst Balsler + Partner (2008)).**

Bei einem grossen Teil der Kantonsstrassen entlang des Sees erfolgt eine direkte Einleitung des Strassenabwassers in den Zürichsee (Abbildung 4). Bei der direkten Einleitung gelangt das Strassenabwasser über viele kurze Entwässerungsabschnitte und Einleitstellen in den See. Dies ist am Beispiel des Uferabschnittes bei Rüschrlikon in Abbildung 5 dargestellt. Auf einer Strecke von nur 1.5 km wurden 19 Einleitstellen von Strassenabwasser lokalisiert. Um den gesamten See befinden sich ca. 350 Einleitstellen über die Strassenabwasser direkt in den See gelangt. Die Entwässerungsabschnitte sind durchschnittlich 90 m lang. Das Strassenabwasser wird nicht gereinigt mit Ausnahme des Strassenabschnitts der über die SABA in Kilchberg entwässert.





**Abbildung 5: Uferabschnitt bei Rüslikon mit der Entwässerung der Kantonstrasse direkt in den See (Quelle Daten: GIS ZH).**

Kantonstrassen, die nicht direkt am See liegen, entwässern zum grossen Teil in öffentliche Gewässer oder in die Mischkanalisation (siehe Abbildung 4), über die das Strassenabwasser dann in den Zürichsee gelangt. Dabei wird ein Teil der Schadstoffe in den ARAs oder in den Weihern zurückgehalten. Die Identifizierung der Eintragspfade in den See wurde mit Daten über die öffentlichen Gewässer sowie über die Mischkanalisation (Einleitstellen und Einzugsgebiete) durchgeführt.

### **Autobahn**

Wie bei den Kantonstrassen sind für die Autobahn A3 raumbezogene Daten zu DTV, Entwässerungsart und Einleitstellen in öffentliche Gewässer vorhanden. Die A3 im Kanton Zürich entwässert auf einer Strecke von ca. 12 km in den Zürichsee. Das Strassenabwasser gelangt über Ölabscheider, Weiher und Bäche in den See. Insgesamt gibt es 5 Entwässerungsabschnitte, die an 4 Stellen in den See gelangen. Die Entwässerungsabschnitte sind 5, 4, 1, 1.2 und 0.8 km lang, wobei der längste Abschnitt mit den grössten Emissionen in den Aabachweiher (Gemeinde Horgen) entwässert und anschliessend über den Aabach in den Zürichsee gelangt. Die übrigen Abschnitte entwässern über andere Weiher und Bäche in den Zürichsee.

### **Gemeindestrassen**

Die Schwermetallemissionen von den Gemeindestrassen resultieren aus der atmosphärischen Deposition und dem Verkehr. Der DTV ist bei den Gemeindestrassen wesentlich geringer, die Strassenfläche jedoch grösser als bei den Kantonstrassen und bei der Autobahn. Daher spielt die atmosphärische Deposition im Vergleich zu den Emissionen durch den Verkehr bei den Gemeindestrassen eine grössere Rolle.

Die Deposition wurde mit Hilfe von Daten zu Verkehrsflächen und der atmosphärischen Depositionsrate berechnet. Es wurde von der Annahme ausgegangen, dass 40% der Deposition ins Strassenabwasser gelangen. Die Berechnung der verkehrsbedingten Emissionen basiert auf einem mittleren DTV von 500. Basierend auf diesen Annahmen ergeben sich Schwermetallemissionen ins Strassenabwasser, die in der Grössenordnung von 10% der summierten Emissionen von Kantonstrassen und Autobahn liegen.

Angesichts dieser vergleichsweise geringen Emissionen und der komplexen Ermittlung der Stofffrachten wird im weiteren Verlauf des Projektes auf die Gemeindestrassen nicht weiter eingegangen.

### 3.3 Belastungsbild, Belastungsschwerpunkte

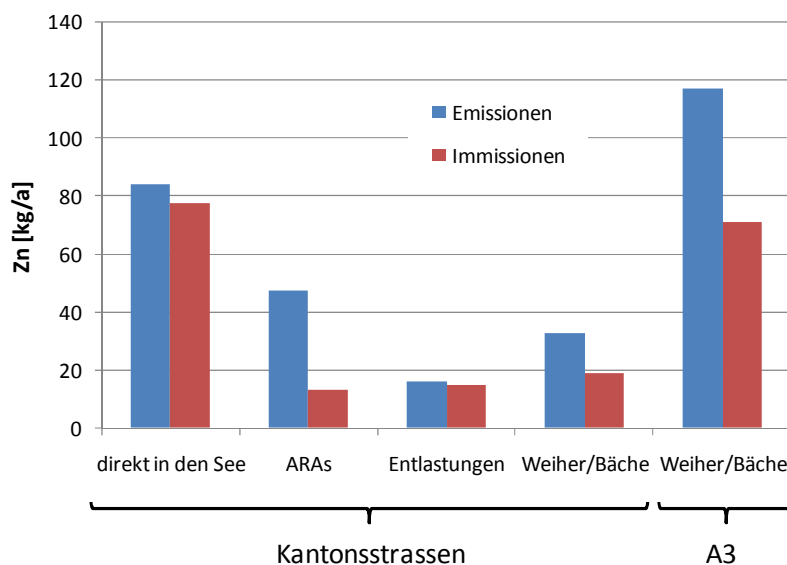
Die Emissionen von der Strasse und die Immissionen in den See sowie die räumliche Verteilung der Immissionen in den See sind in den folgenden Abbildungen am Beispiel von Zink dargestellt. Die gleichen Abschätzungen wurden auch für andere relevante Stoffe des Strassenverkehrs durchgeführt (GUS, Schwermetalle, PAKs, KW, P, N).

Es werden die bereits beschriebenen Eintragspfade des Strassenabwassers in den Zürichsee unterschieden:

- direkte Einleitung in den See
- Einleitung über Weiher und Bäche
- Einleitung über ARAs und HW-Entlastungen und RB

Abbildung 6 zeigt die Summe der Zinkemissionen ins Strassenabwasser und die Immissionen in den Zürichsee für die unterschiedlichen Eintragspfade. Eine Übersicht über die Ergebnisse für andere Substanzen ist in Tabelle 2 dargestellt. Die den Berechnungen zugrundeliegenden Annahmen zu den Abflusskonzentrationen im Strassenabwasser und zum Schadstoffrückhalt bei den verschiedenen Eintragspfaden sind in Anhang 3: Abschätzung der Emissionen und Immissionen dargestellt.

Bei den direkten Einträgen sind die Immissionen nur geringfügig kleiner als die Emissionen, weil nur ein kleiner Teil der Schadstoffe in den Schlammfassern zurückgehalten wird (Annahme: 8%). Beim Eintrag über Bäche und Weiher wird vor allem in den Weihern ein grosser Teil der Schadstoffe aus dem Strassenabwasser zurückgehalten. Bei der Berechnung wurde angenommen, dass in Bächen 10% der Schadstoffe zurückgehalten werden. Der Wirkungsgrad der Weiher (50-75%) wurde anhand der Oberfläche der Weiher, des Durchflusses (Oberflächenbelastung) und aufgrund der Verteilung der Sedimentationsgeschwindigkeit von Partikeln im Strassenabwasser berechnet. Auch in den ARAs wird ein Teil der Stoffe aus dem Strassenabwasser entfernt. Wirkungsgrade der ARAs für die einzelnen Substanzen wurden der Literatur entnommen (Anhang 3: Abschätzung der Emissionen und Immissionen). Es wird angenommen, dass etwa 25% (berechnet aufgrund Boller und Häfliger, 1996) des Strassenabwassers, das in die Mischkanalisation gelangt, über Hochwasserentlastungen oder Regenbecken entlastet wird.



**Abbildung 6: Emissionen von Zink ins Strassenabwasser und Immissionen in den Zürichsee für die Kantonsstrassen und die Autobahn A3.**

		GUS	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	KW	P	N	PAK	MTBE
		kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a
<b>Kantonsstrassen</b>												
Direkteinleitung	Emissionen	28598	0.13	3.22	12.69	5.03	84	294	60	463	0.28	0.042
	Immissionen	26453	0.12	2.98	11.74	4.66	77	272	56	428	0.26	0.039
Einleitung über Weiher u. Bäche	Emissionen	11181	0.05	1.26	4.96	1.97	33	115	24	181	0.11	0.016
	Immissionen	5879	0.03	0.72	2.82	1.12	19	65	13	103	0.06	0.009
Einleitung über ARAs	Emissionen	16140	0.07	1.82	7.16	2.84	47	166	34	261	0.16	0.024
	Immissionen	746	0.03	0.67	1.66	0.53	13	8	2	145	0.04	0.013
Einleitung über Entlastungen	Emissionen	5380	0.02	0.61	2.39	0.95	16	55	11	87	0.05	0.008
	Immissionen	4976	0.02	0.56	2.21	0.88	15	51	11	81	0.05	0.007
<b>Summe Kantonsstrassen</b>	Emissionen	61298	0.28	6.91	27.20	10.79	180	630	130	993	0.59	0.090
	Immissionen	38055	0.20	4.93	18.42	7.18	124	396	81	757	0.41	0.069
<b>Autobahn A3</b>												
Einleitung über Weiher u. Bäche	Emissionen	39834	0.18	4.49	17.67	7.01	117	410	84	645	0.38	0.059
	Immissionen	22744	0.11	2.73	10.75	4.27	71	249	51	393	0.23	0.036
<b>Kantonsstrassen und A3</b>												
Kantonsstrassen und A3	Emissionen	<b>101133</b>	<b>0.46</b>	<b>11.40</b>	<b>44.87</b>	<b>17.81</b>	<b>296</b>	<b>1040</b>	<b>214</b>	<b>1638</b>	<b>0.98</b>	<b>0.149</b>
	Immissionen	<b>60799</b>	<b>0.31</b>	<b>7.66</b>	<b>29.18</b>	<b>11.45</b>	<b>195</b>	<b>646</b>	<b>133</b>	<b>1150</b>	<b>0.64</b>	<b>0.105</b>

**Tabelle 2: Frachten (Emissionen und Immissionen) von Kantonsstrassen und Autobahn A3 für verschiedene Substanzen und Einleitungsarten (aufgrund von Rundungsfehlern kann die Summe der einzelnen Beträge leicht von der angegebenen Summe abweichen).**

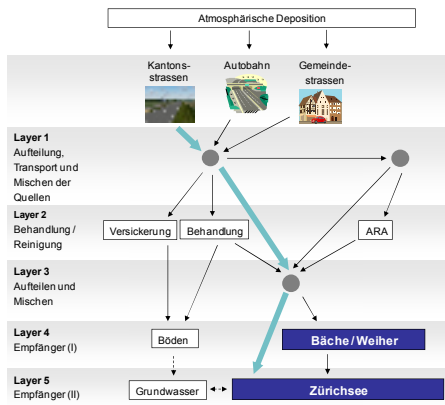


Die räumliche Verteilung der Immissionen ist in Abbildung 7 bezüglich des Strassenabwassers von Autobahn und Kantonsstrassen dargestellt und ergibt das Belastungsbild des Zürichsees am Beispiel von Zink. Für die übrigen Parameter sind die Frachten der Emissionen und Immissionen aus Tabelle 2 ersichtlich. Die relativen Beiträge der übrigen Parameter verhalten sich ähnlich wie Zink (Abbildung 6 und Abbildung 7) mit kleinen Unterschieden bei der Schadstoffelimination. Die Unterteilung nach verschiedenen Eintragspfaden ist notwendig, da sich daraus Unterschiede in Einleittiefe und Verdünnung ergeben, was sowohl für die ökologischen Betrachtungen als auch für Risikoabschätzungen bezüglich der Trinkwasserfassungen wichtig ist.

Bei der **Einleitung direkt in den See** sind die Immissionen auf viele einzelne Einleitstellen verteilt, die sich entlang des ganzen Seeufers befinden. Es gibt keine grossen Belastungsschwerpunkte. Die Direkteinleitung erfolgt an der Seeoberfläche. Das Strassenabwasser gelangt somit unverdünnt und nur geringfügig gereinigt in den See. Bei der **Einleitung über Weiher und Bäche** gibt es neben mehreren kleinen Belastungspunkten auch einige grosse Belastungsschwerpunkte, vor allem bedingt durch die Autobahn A3. In diesen Fällen gelangt das Strassenabwasser vermischt mit dem Oberflächenwasser des Einzugsgebiets an der Seeoberfläche in den See. Bei der **Einleitung über ARAs** gelangt das Strassenabwasser an den Einleitstellen der ARAs in den See. Die Einleitung erfolgt in diesem Fall mehrheitlich in ca. 6 m Seetiefe ca. 10 – 65 m vom Ufer entfernt. Das Strassenabwasser ist in diesem Fall vermischt mit Abwasser und teilweise gereinigt.

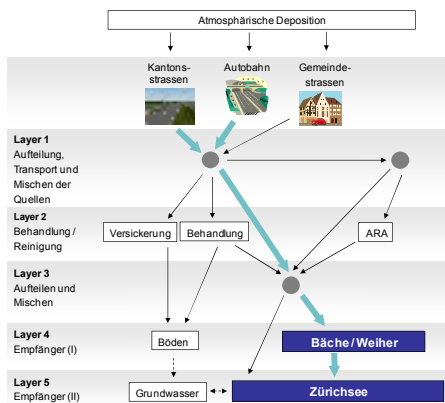
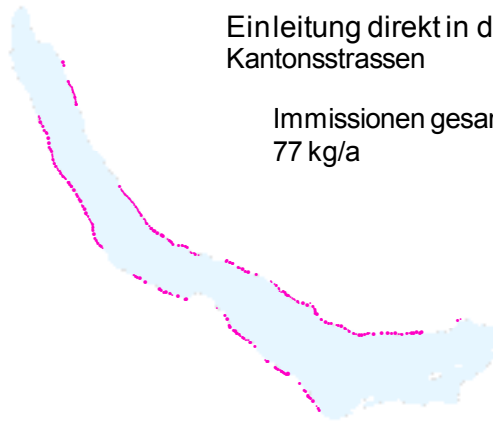
Die Emissionen von den Strassen ins Strassenabwasser sind hauptsächlich vom DTV abhängig. Welcher Anteil von diesen Emissionen in den See gelangt, ist je nach Entwässerungsart unterschiedlich. Vor allem in ARAs und Weihern werden die betrachteten Schadstoffe zu einem grossen Teil zurückgehalten. Diese gelangen nicht in den See, belasten aber die Sedimente der Weiher. Die in den ARAs eliminierten Schadstoffe gelangen in den Klärschlamm und werden damit aus dem System entfernt.

Im nächsten Kapitel wird der Einfluss der Schadstoffeinträge aus der Strassenentwässerung auf die Wasserqualität im See, auf die Trinkwasserfassungen und auf die Sedimente untersucht. Dazu werden Modelle verwendet, welche die räumliche und zeitliche Verteilung der Schadstoffeinträge im See abbildet. Diese Berechnungen wiederum sind die Voraussetzung für Risikobewertungen und das Aufzeigen von Massnahmen zur Reduktion der Belastung.



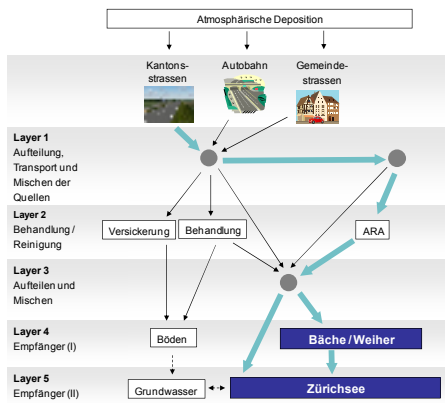
Einleitung direkt in den See  
Kantonsstrassen

Immissionen gesamt:  
77 kg/a



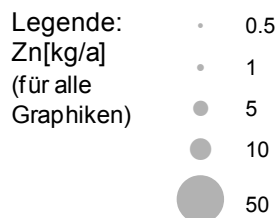
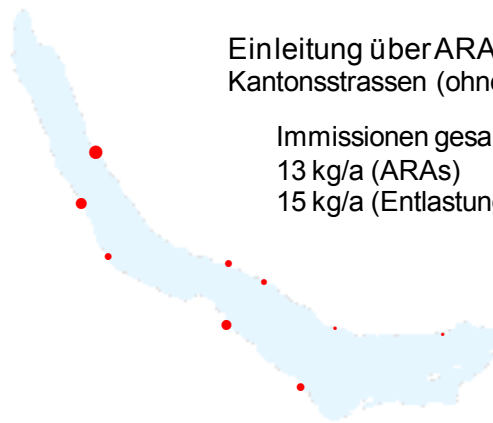
Einleitung über Weiher und Bäche  
Autobahn (dunkelblau)  
Kantonsstrassen (hellblau)

Immissionen gesamt:  
Autobahn: 71 kg/a  
Kantonsstrassen: 19 kg/a



Einleitung über ARAs  
Kantonsstrassen (ohne Entlastung)

Immissionen gesamt:  
13 kg/a (ARAs)  
15 kg/a (Entlastungen)



**Abbildung 7: Belastungsbild des Zürichsees bezüglich Strassenabwasser. Beispiel: Zink-Immissionen in den Zürichsees durch die Entwässerung der Kantonsstrassen und der relevanten Autobahnabschnitte der A3. Oben: Direkteinleitung, Mitte: Einleitung über Bäche und Weiher. Unten: Einleitung über ARAs. Kanton Zürich (Abbildungen: ohne Stadt Zürich, Werte: mit Stadt Zürich) (Quelle raumbezogene Daten: GIS ZH).**



## 4 Einfluss der Einträge auf den Zürichsee

### 4.1 Fragestellung und Vorgehensweise

In den vorherigen Kapiteln wurden die Schadstoffeinträge aus der Strassenentwässerung in den Zürichsee und deren räumliche Verteilung berechnet. Nun wird der Einfluss dieser Einträge auf die Wasserqualität im See sowie auf die Sedimente untersucht. Zusätzlich wird eine Risikobeurteilung für die Trinkwasserfassungen durchgeführt.

Die Beurteilung der Problematik der Einleitung von Strassenabwasser beinhaltet die Beantwortung folgender Fragen:

- Wird die Wasserqualität in der Nähe der Einleitstellen beeinträchtigt?
- Wird die Wasserqualität bei den Trinkwasserfassungen beeinträchtigt?
- Werden die Sedimente mit Schadstoffen belastet?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden Modelle und Abschätzungsmethoden verwendet, welche die räumliche und zeitliche Ausbreitung der Schadstoffeinträge im See abbilden. Berechnet wurden insbesondere die Konzentrationserhöhungen von Zink und Kupfer. Zink und Kupfer wurden dabei als Indikatursubstanzen für weitere Schwermetalle im Strassenabwasser verwendet. Zur Beurteilung der Gewässerbelastung sowie der Belastung der Sedimente wurden Vergleichswerte (z.B. gemäss Gewässerschutzverordnung) verwendet. Die Modellergebnisse werden auf folgende Kriterien analysiert:

- Um welchen Faktor sind die Vergleichswerte maximal überschritten?
- Wie lange sind die Vergleichswerte überschritten?
- An wie vielen Stellen werden die Vergleichswerte überschritten?
- Was zeichnet die am stärksten belasteten Stellen aus?
- Wie häufig werden die Vergleichswerte überschritten?

Zur Beurteilung der Sedimentbelastung und zur Überprüfung der Modellrechnungen wurden Sedimentproben bei vier Einleitstellen genommen und auf Kupfer, Zink, Blei, PAKs und Benzopyren analysiert.

Da der Teil der Autobahn A3, der über Weiher und Bäche in den Zürichsee entwässert, in nächster Zukunft mit SABAs saniert wird, werden im weiteren Verlauf der Studie nur noch die Kantonsstrassen betrachtet.

### 4.2 Methoden

#### 4.2.1 Modell Sediment

Mit dem Modell zur Abschätzung der Sedimentbelastung wird die Konzentrationserhöhung, die im Sediment durch die Einleitung von Strassenabwasser entsteht, berechnet. Dazu werden die beiden Transportprozesse horizontale, turbulente Diffusion und Sedimentation berücksichtigt. (Beim Konzept der turbulenten Diffusion werden die kleinskaligen advektiven Flüsse zu einem turbu-

lenten Diffusionsfluss zusammengefasst. Siehe: Wüest, A., 2006) Das Strassenabwasser breitet sich somit innerhalb einer vertikalen Schicht durch horizontale, turbulente Diffusion aus. Während dieser horizontalen Ausbreitung sedimentieren die Partikel mit einer Sedimentationsgeschwindigkeit basierend auf ihrer Korngrößenverteilung und Dichte.

Typische Werte für horizontale Diffusionskoeffizienten in Seen wurden der Literatur entnommen (Peeters et al. 1996). Für den Uferbereich wurden niedrigere Werte angenommen. Um die Partikelgrößenverteilung der Schwermetalle im Strassenabwasser zu beschreiben, wurden 4 Partikelgrößenklassen gebildet. Diesen Klassen wurden jeweils die mittlere Partikelgrösse und der Anteil der Schadstoffe, der an die jeweilige Klasse gebunden ist, zugeordnet. Messungen hierzu liegen für Zink, Kupfer, Cadmium und Blei vor (Boller, 2002). Die Sedimentationsgeschwindigkeit kann schliesslich aus der Partikelgrösse und Dichte der Partikel berechnet werden (Siehe Anhang 4: Modell Sediment). Zur Berechnung der Stoffausbreitung an der Einleitstelle wurde eine vereinfachte Geometrie angenommen: die Uferlinie ist gerade und der Seegrund verläuft horizontal.

Mit dem beschriebenen Sedimentationsmodell kann die Schadstoffbelastung pro Fläche innerhalb einer bestimmten Zeit abgeschätzt werden. Um die Konzentration im Sediment zu berechnen, muss diese Belastung mit der Sedimentneubildung während der gleichen Zeitspanne verglichen werden.

## **4.2.2 Modell Wasserqualität**

### **Einsee**

Mit dem Modell Einsee (Heinz et al. 1992) kann die Ausbreitung von Abwasserfahnen in Seen in der Nähe von Einleitstellen berechnet werden. Einsee wurde verwendet, um die Einschichttiefe und die Verdünnung des Strassenabwassers zu berechnen.

### **Modell Horizontale Ausbreitung**

Zusätzlich zur Einschichttiefe muss die horizontale Ausbreitung der Abwasserfahne berechnet werden. Als Ausbreitungsmodell wird die horizontale, turbulente Diffusion innerhalb des vertikalen Einschichtungsbereichs verwendet. Typische Werte für turbulente Diffusionskoeffizienten in Seen wurden der Literatur entnommen. Für den Uferbereich wurden niedrigere Werte angenommen. Bei der Berechnung wird davon ausgegangen, dass das gesamte Wasser eines Regenereignisses als Pulsbelastung in den See gelangt. So kann die Verdünnung des Abwassers nach dem Regenereignis abgebildet werden.

## **4.3 Belastung der Sedimente**

Um die Belastung der Sedimente durch die Strassenabwassereinleitung beurteilen zu können, wurden einerseits Modellrechnungen durchgeführt und andererseits Sedimentproben in der Nähe von typischen Einleitstellen von Strassenabwasser genommen. Die berechneten und gemessenen Werte wurden anschliessend anhand der Vergleichswerte (Tabelle 3) beurteilt.

### **4.3.1 Vergleichswerte Sediment**

In der Schweiz gibt es keine Zielvorgaben oder Vergleichswerte zur Beurteilung der Belastung von Seesedimenten mit Schadstoffen. Mögliche Vergleichswerte sind die Zielvorgaben der IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins), die Richtwerte der Aushubrichtlinie (AHR) und die Richtwerte der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo). Die Vergleichswerte sind in Tabelle 3 dargestellt.

Diese Werte basieren jedoch auf unterschiedlichen Fraktionsgrößen. Für die See- und Flusssedimente betrachtet die Limnologie meist eine sehr feine Fraktion von  $< 0.063$  mm, während die Werte im Bereich Bodenkunde von einer Fraktionsgrösse  $< 2$  mm ausgehen. Da sich die Schadstoffe aufgrund der grossen spezifischen Oberfläche der feinen Partikel bevorzugt an diesen

anlagern, resultieren leicht höhere Werte als bei groben Feststoffen. Dieser Umstand ist speziell bei der Bewertung der PAKs zu berücksichtigen.

Substanz	Einheit	IKSR Ziel	VBBö	AHR U	AHR T
Chrom	mg/kgTS	100	50	50	250
Nickel	mg/kgTS	50	50	50	250
Kupfer	mg/kgTS	50	40	40	250
Zink	mg/kgTS	200	150	150	500
Cadmium	mg/kgTS	1	0.8	1	5
Quecksilber	mg/kgTS	0.5	0.5	0.5	1
Blei	mg/kgTS	100	50	50	250
PAK	mg/kgTS	-	1	1	15
Benzoapyren	mg/kgTS	-	0.2	0.1	1

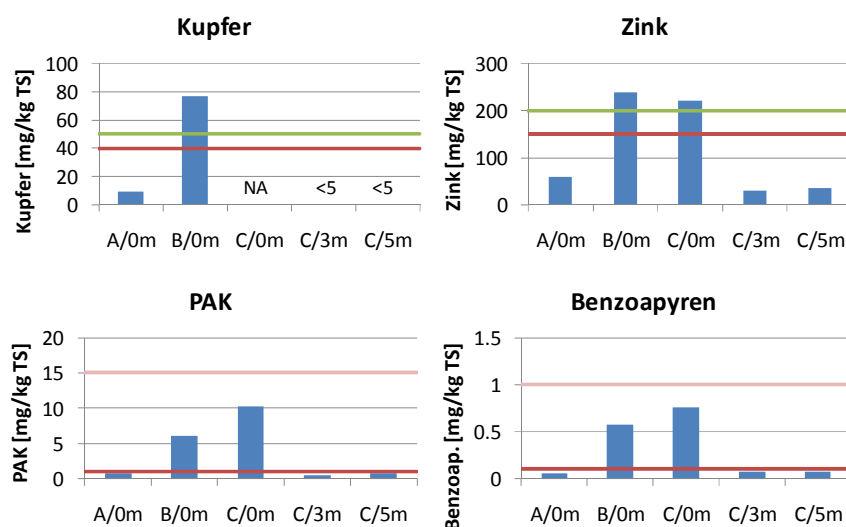
**Tabelle 3: Vergleichswerte für Konzentrationen im Sediment. IKSR: Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, VBBö: Verordnung über Belastungen des Bodens, AHR U: Aushubrichtlinie Richtwert U (unverschmutzt), AHR T: Aushubrichtlinie Richtwert T (tolerierbar).**

### 4.3.2 Sedimentproben

Die Sedimentproben wurden bei 4 Direkteinleitungen direkt bei der Einleitstelle sowie in verschiedenen Abständen von der Einleitstelle genommen. Die Einleitstellen befinden sich am Ufer direkt unter der Wasseroberfläche. Die Uferbeschaffenheit der untersuchten Einleitstellen ist unterschiedlich:

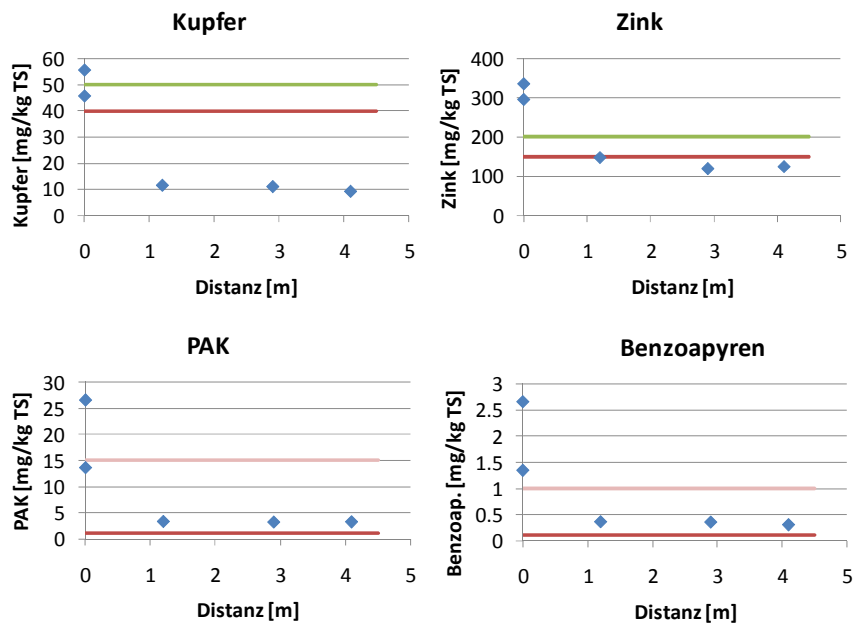
- Einleitstellen A, B und C: steil abfallender Seegrund, kein Schilfbewuchs.
- Einleitstelle D: flacher Seegrund, mit Schilf bewachsen.

Die Proben wurden von den obersten 2-5 cm des Sediments genommen. Analysiert wurde die Fraktion < 2mm. Die Sedimentproben wurden auf Schwermetalle (Zn, Cu, Pb), PAKs und Benzoapyren analysiert. Details zu Probenahme und Analytik sowie die Ergebnisse sind in Anhang 7: Messungen Sediment zusammengefasst. Die Ergebnisse der Sedimentproben sind in Abbildung 8 und Abbildung 9 dargestellt.



**Abbildung 8: Ergebnisse der Sedimentproben an den Stellen A, B und C. Linien: Grün: IKSR-Ziel, Dunkelrot: AHR U, Hellrot: AHR T. Beschriftung: Einleitstelle/Abstand von der Einleitstelle.**





**Abbildung 9: Ergebnisse der Sedimentproben an der Stelle D.**  
Linien: Grün: IKSR-Ziel, Dunkelrot: AHR U, Hellrot: AHR T.

Bei drei von den vier beprobten Stellen wurden Überschreitungen der Vergleichswerte gemessen. Die Konzentrationen von Kupfer und Zink überschreiten direkt an den Einleitungen bei den Stellen B, C, und D die IKSR-Ziele und die unteren Richtwerte der Aushubrichtlinie (AHR U). Für von PAKs und Benzoapyren gibt es keine IKSR-Werte. Die beiden Parameter überschreiten bei diesen drei Einleitstellen den Richtwert AHR U und bei einer Einleitstelle auch den Richtwert AHR T. Auch für Blei können Überschreitungen der Vergleichswerte direkt bei den Einleitstellen B, C und D gemessen werden.

Die betrachteten Schadstoffkonzentrationen im Sediment nehmen bei allen Stellen mit zunehmendem Abstand von den Einleitungen schnell ab. Bereits 1 m von den Einleitstellen entfernt unterschreiten die Konzentrationen von Kupfer und Zink bei allen beprobten Einleitstellen die Vergleichswerte. PAKs und Benzoapyren überschreiten bei Einleitstelle D noch in 4 m Abstand den unteren Richtwert der Aushubrichtlinie (AHR U) sowie den Richtwert der VBBo.

Bei Stelle D sinken die Schadstoffkonzentrationen im Sediment mit zunehmendem Abstand von der Einleitstelle langsamer ab als bei den anderen Stellen. Dies kann durch folgende Faktoren erklärt werden:

- Der Seegrund fällt an Stelle D flacher ab. Somit ist die Sedimentationshöhe geringer.
- Die Einleitstelle befindet sich in einer Bucht, bei welcher rund um die Einleitstelle der Seegrund mit Schilf bewachsen ist. Dies führt zu geringerer horizontaler Diffusion. Dadurch ist die Aufenthaltszeit in der Nähe der Einleitstelle grösser und somit die Sedimentationszeit länger.

### 4.3.3 Modellierung der Sedimentation

Um die Belastung des Sediments für unterschiedliche Situationen abzuschätzen, wurden Modellrechnungen für verschiedene Szenarien durchgeführt. Trotz der Modellunsicherheiten können die Modellergebnisse Hinweise über die Grösse des Bereichs der zu erwartenden Belastung des Sediments geben. In Abbildung 10 sind als Beispiel die Modellergebnisse für Zink bei Direkteinleitung von Strassenabwasser dargestellt. Es wurde hier eine Worst-Case Betrachtung durchgeführt, bei der von der Annahme ausgegangen wurde, dass der Seegrund horizontal in

einer Wassertiefe von 1 m verläuft. Abbildung 11 zeigt die Abnahme der Zinkkonzentration mit zunehmender Distanz von der Einleitstelle (Schnitt durch Abbildung 10) und Abbildung 12 die Summenkurve der räumlichen Zinkverteilung als Funktion des Abstandes von der Einleitstelle.

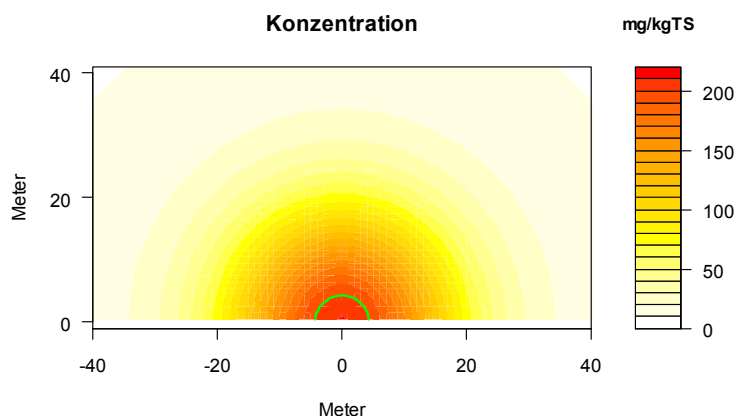
Das IKSR-Ziel ist in der Nähe der Einleitstelle überschritten. Die Zinkkonzentration nimmt in der Nähe der Einleitstelle schnell ab. Mit zunehmender Distanz verläuft die Abnahme der Konzentration langsamer. Diese Ergebnisse ergeben sich aufgrund der Verteilung von Zink auf die verschiedenen Fraktionen der Partikelgrössen. Die grossen, schnell sedimentierenden Partikel lagern sich in der Nähe der Einleitstelle ab. Die kleinen, langsam sedimentierenden Partikel werden über einen grösseren Bereich verteilt. 40% des Zinks ist an Partikel  $<10\ \mu\text{m}$  gebunden und sedimentiert somit sehr langsam (Sedimentationsgeschwindigkeit  $0.02 - 2\ \text{m/d}$ ). Daher verteilt sich diese Fraktion horizontal über eine grosse Distanz bevor sie den Seegrund erreicht. 30% des Zinks im Strassenabwasser ist gelöst oder feinkolloidal und sedimentiert nicht.

Die Ergebnisse für weitere Substanzen sind ebenfalls abhängig von der Partikelgrössenerteilung und den Vergleichswerten. Die Partikelgrössenverteilung ist für Kupfer ähnlich wie für Zink. Für PAKs ist die Verteilung auf die Partikelgrössen nicht bekannt.

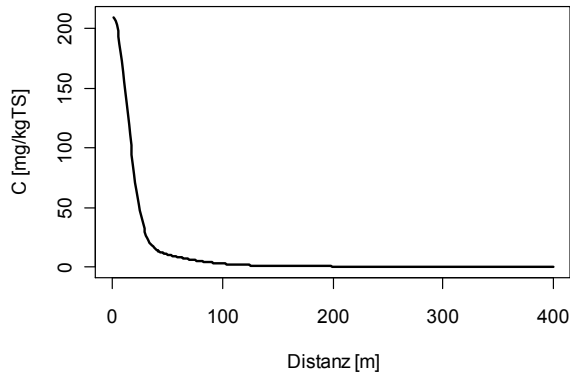
Die Worst-Case Betrachtung für Zink zeigt, dass die IKSR-Ziele durch eine Direkteinleitung von Strassenabwasser maximal in einem Bereich von 2 - 5 m um einen Faktor 1-3 überschritten werden.

Je steiler die Neigung des Seegrundes bei der Einleitstelle ist, desto schneller nimmt die Konzentration mit der Distanz ab. Daher erfolgt die Abnahme der Konzentration bei den meisten Einleitstellen schneller als bei der Worst-Case Betrachtung mit horizontalem Seegrund. Weitere Modellrechnungen sowie die Ergebnisse der Sedimentproben zeigen, dass die IKSR-Ziele bei einer Einleitung mit steiler abfallendem Seegrund in einem kleinen Bereich ( $<1\ \text{m}$ ) knapp überschritten sein können. Dies dürfte bei einer Vielzahl der ca. 350 Einleitstellen am Ufer des Zürich-sees der Fall sein.

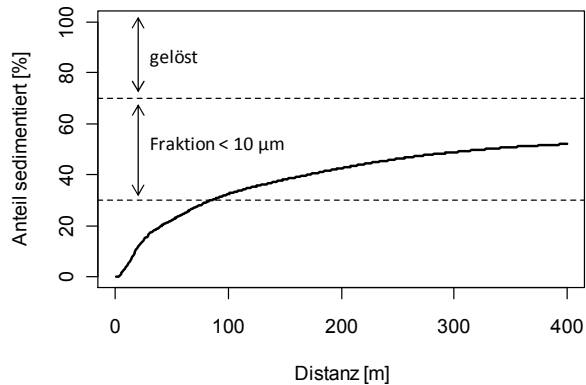
Für die Einleitung von Strassenabwasser über Bäche und ARAs sind Abschätzungen zur Belastung des Sediments schwierig. Aufgrund der Reinigung (bei ARAs) und höheren Strömungsgeschwindigkeit bei der Einleitung sind keine massgebenden Konzentrationserhöhungen im Sediment durch Strassenabwasser zu erwarten.



**Abbildung 10: Konzentrationserhöhung im Sediment durch Direkteinleitung von Strassenabwasser im Bereich der Einleitstelle. Modellergebnisse für Zink. Grüne Linie: IKSR Ziel: 200 mg/kgTS.**



**Abbildung 11: Abnahme der Sediment-Konzentration mit der Distanz von der Einleitstelle.**



**Abbildung 12: Summenkurve der Zinkverteilung als Funktion des Abstandes von der Einleitstelle.**

## 4.4 Einfluss auf die Wasserqualität bei den Einleitstellen

### 4.4.1 Vergleichswerte Wasserqualität

Um die Belastung der Wasserqualität durch Strassenabwassereinleitungen beurteilen zu können, wurden Modellrechnungen durchgeführt und die Ergebnisse mit Vergleichswerten (Tabelle 4) verglichen. Als Vergleichswerte werden die Anforderungen gemäss Gewässerschutzverordnung verwendet. Diese sind in Tabelle 4 dargestellt.

Substanz	Anforderungen	Anforderungen Grundwasser mit Nutzung als Trinkwasser	Einleitbedingungen Kommunales Abwasser
Chrom (gesamt)	5 µg/l Cr		
Nickel (gesamt)	10 µg/l Ni		
Kupfer (gesamt)	5 µg/l Cu		
Zink (gesamt)	20 µg/l Zn		
Cadmium (gesamt)	0.2 µg/l Cd		
Quecksilber (gesamt)	0.03 µg/l Hg		
Blei (gesamt)	10 µg/l Pb		
PAK (je Einzelstoff)		0.1 µg/l	
Chlorid		40 mg/l Cl <sup>-</sup>	
GUS			20 mg/l

**Tabelle 4: Anforderungen gemäss Gewässerschutzverordnung (Qualitätsziele) für im Strassenabwasser relevante Substanzen.**

#### 4.4.2 Modellierung

Um den Einfluss der Einleitung von Strassenabwasser für verschiedene Szenarien beurteilen zu können, wurden Modellrechnungen durchgeführt. Dabei wurde die horizontale Ausbreitung des Strassenabwassers berechnet. Folgende Szenarien wurden berücksichtigt:

- Worst-Case Szenario Direkteinleitung von Kantonsstrasse (Jährlichkeit des Regenereignisses  $z = 1$ , Dauer = 10 min, Länge Strassenabschnitt: 200 m)
- Durchschnittliche Direkteinleitung von Kantonsstrasse (Regenereignis: Dauer = 2.5 h, Regenhöhe = 4.3 mm, Länge Strassenabschnitt: 90 m)

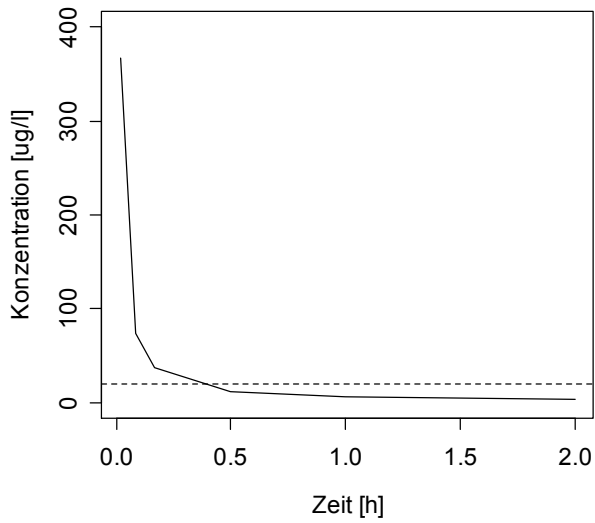
Bei den Berechnungen werden die folgenden Annahmen getroffen:

- Das gesamte Wasser eines Regenereignisses gelangt als Pulsbelastung in den See.
- Die Einschichtung erfolgt innerhalb eines vertikalen Bereichs von 1 m.

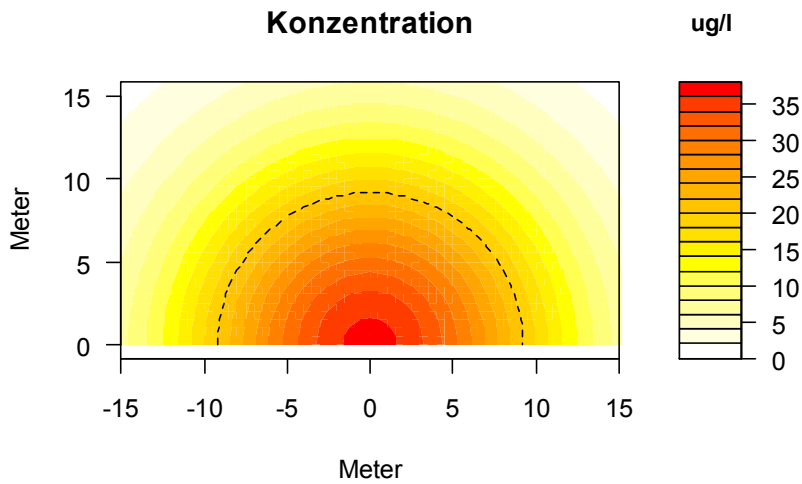
In Abbildung 13, Abbildung 14 und Abbildung 15 sind die Modellergebnisse für das Worst-Case Szenario am Beispiel von Zink dargestellt. Abbildung 13 zeigt die zeitliche Abnahme der Maximalkonzentration direkt bei der Einleitstelle als Funktion der Zeit. Die Konzentration nimmt schnell ab. Bereits nach 30 Minuten ist der Vergleichswert nicht mehr überschritten. Abbildung 14 zeigt die horizontale Ausbreitung um die Einleitstelle nach 10 Minuten. Der Vergleichswert ist in einem Bereich von ca. 10 Metern rund um die Einleitstelle überschritten. In Abbildung 15 ist die horizontale Ausbreitung zu verschiedenen Zeitpunkten nach der Einleitung zu sehen. Der Vergleichswert ist maximal in einem Bereich von ca. 10 Metern rund um die Einleitstelle überschritten.

Die Ergebnisse des Worst-Case Szenarios sowie weitere Modellrechnungen für durchschnittliche Ereignisse zeigen, dass die Vergleichswerte durch die Direkteinleitung von Strassenabwasser in einem Bereich von bis zu 10 m rund um die Einleitstelle und bis zu 30 Minuten nach einem Regenereignis überschritten werden. Die Vergleichswerte werden direkt an der Einleitstelle bis zu einem Faktor von ca. 20 überschritten. Bei einer durchschnittlichen Einleitung von Strassenabwasser werden die Vergleichswerte somit bei den meisten Regenereignis kurzfristig überschritten. Dies ist bei ca. 350 Einleitstellen am Ufer des Zürichsees der Fall.

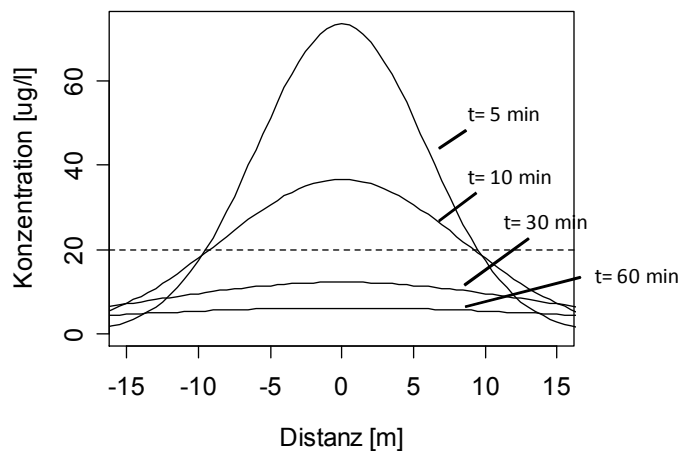
Bei der Einleitung von Strassenabwasser über Bäche und ARAs ist keine massgebliche Konzentrationserhöhung durch Strassenabwasser zu erwarten, da das Strassenabwasser bei der Einleitung stark verdünnt ist.



**Abbildung 13: Maximalkonzentration von Zink an der Einleitstelle in Abhängigkeit der Zeit. Linie: Vergleichswert 20 µg/l (GSchV).**



**Abbildung 14: Konzentrationserhöhung von Zink an der Einleitstelle 10 Minuten nach der Pulsbelastung. Linie: Vergleichswert 20 µg/l (GSchV).**



**Abbildung 15: Konzentrationserhöhung von Zink zu verschiedenen Zeitpunkten nach der Pulsbelastung. Linie: Vergleichswert 20 µg/l (GSchV).**

#### 4.5 Einfluss auf die Wasserqualität an den Trinkwasserfassungen

Die Auswirkungen der Einleitung von Strassenabwasser auf die Trinkwasserfassungen wurden anhand von Abschätzungen der Verdünnungsverhältnisse durchgeführt. Die Abschätzungen wurden jeweils für die Situation im Sommer und im Winter durchgeführt.

##### Sommer:

Je nach Einleitungsart (Direkteinleitung, ARAs, Bäche) und Dichte des zufließenden Wassers erfolgt die Einschichtung ins Epilimnion oder Metalimnion. Die Modelrechnungen zeigen, dass das Strassenabwasser aufgrund der Schichtung des Sees im Sommer nicht ins Hypolimnion zu den Trinkwasserfassungen gelangt.

##### Winter:

Im Winter ist der Zürichsee durchmischt. Für den Fall der Durchmischung wird folgendes Worst-Case Szenario betrachtet: Das Strassenabwasser schichtet sich auf der Höhe einer nahegelegenen Trinkwasserfassung ein. Zusätzlich gibt es in dieser Tiefe eine Seeströmung in Richtung der Trinkwasserfassung. Wenn man annimmt, die Trinkwasserfassung befinde sich in einer Tiefe von 30 m und in einer horizontalen Distanz von 100 m zur Einleitung, ergeben die Modellrechnungen folgende Ergebnisse:

Bei der Einmischung und Einschichtung findet eine Verdünnung um einen Faktor  $> 20$  statt. Bei der Ausbreitung durch horizontale Diffusion und Seeströmung in Richtung der Trinkwasserfassung (typische Seeströmung: 5 cm/s) findet zusätzlich eine Verdünnung um einen Faktor  $> 10$  statt. Es ergibt sich somit eine Gesamtverdünnung um einen Faktor  $> 200$ . Eine zusätzliche Verdünnung des Strassenabwassers erfolgt bei der Einleitung über ARAs und Flüsse.

Bereits bei einem Verdünnungsfaktor von 200 unterschreiten die Konzentrationen der Indikatorstoffe (Cd, Pb, Zn, Cu, PAKs) die Erfahrungswerte für Trinkwasser aus dem Schweizerischen Lebensmittelbuch um ein Vielfaches. Damit kann davon ausgegangen werden, dass die Einleitung von Strassenabwasser nicht zu einer Überschreitung der Erfahrungswerte für Trinkwasser bei den Trinkwasserfassungen führt. Eine Abschätzung der Gefährdung der Trinkwasserfassungen durch Havarien und Störfälle erfolgt im Kapitel Risikobeurteilung Havarien.



## 4.6 Folgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl beim Sediment als auch bei der ufernahen Seewasserqualität eine Beeinflussung durch die Strassenentwässerung zu erkennen ist.

Bei den Schadstoffkonzentrationen im Sediment gibt es durch die Einleitung von Strassenabwasser bedingte Überschreitungen der Vergleichswerte. Die Modellrechnungen und die Messungen im Sediment zeigen, dass Überschreitungen der Vergleichswerte von Schwermetallen und PAKs in einem Bereich von bis zu 5 m rund um die Einleitstellen vorkommen. Dies ist bei ca. 350 Direkteinleitungen in den Zürichsee der Fall.

Die Vergleichswerte der Wasserqualität werden bei Regenereignissen regelmässig überschritten. Die Überschreitung der Vergleichswerte ist von kurzer Dauer, denn die Schadstoffkonzentrationen nehmen nach einem Regenereignis schnell wieder ab. Etwa 30 Minuten nach einem Regenereignis ist nicht mehr mit Überschreitungen der Vergleichswerte zu rechnen. Die Vergleichswerte werden bei Regenereignissen in einem Bereich von 1-10 m rund um die Einleitstelle an ca. 350 Stellen entlang des Seeufers je nach Substanz bis zu einem Faktor 20 überschritten.

Die Abschätzungen zum Einfluss auf die Trinkwasserfassungen zeigen, dass das Strassenabwasser auch bei einem Worst-Case Szenario stark verdünnt zu den Trinkwasserfassungen gelangt. Daher ist kein massgebender Einfluss auf die Schadstoffkonzentrationen bei den Trinkwasserfassungen zu erwarten.

**Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sowohl bei der Wasserqualität als auch beim Sediment in der Nähe der Einleitstellen eine Überschreitung der Vergleichswerte und somit eine Beeinflussung des natürlichen Zustandes durch die Strassenentwässerung stattfindet.**

Aufgrund der Überschreitungen der Vergleichswerte bei Sediment und Wasserqualität sind Massnahmen zu prüfen, welche die Belastungen reduzieren können.



## 5 Abschätzung des Risikos von Störfällen und Havarien durch den Strassenverkehr am Zürichsee

Störfälle werden hier als grosse Unfälle bezeichnet, bei denen schwere Schädigungen auftreten. Kleinere Unfälle, die eine Gefährdung der Gewässerökologie und/oder des Trinkwassers zur Folge haben, werden als Havarien bezeichnet. Ob die in den Zürichsee entwässernden Strassenabschnitte eine besondere Gefährdung des Seewassers darstellen, wird einerseits aufgrund von Wahrscheinlichkeitsabschätzungen über die Häufigkeit von Unfällen des motorisierten Verkehrs auf der Seestrasse und andererseits über Verdünnungsberechnungen von der Seestrasse bis zu den Trinkwasserfassungsstellen beurteilt. BAFU und ASTRA geben zu den Wahrscheinlichkeitsberechnungen Anleitungen in Richtlinien, Handbüchern und einem Leitfaden für Nationalstrassen. Der VSS bearbeitet gegenwärtig eine auf den gleichen Grundsätzen basierende neue Norm SN 640 364 zur Strassenentwässerung: Freisetzung wassergefährdender Flüssigkeiten. Zur Beurteilung der Gefährdung des Seewassers als Ressource für die Gewinnung von Trinkwasser wurden spezielle Unfallszenarien betrachtet, die mit Hilfe von Einmischmodellen mit ausgewählten Stoffen und Stoffmengen rechnerisch nachvollzogen wurden.

### 5.1 Berechnung der Auftretenshäufigkeit repräsentativer Störfälle und Havarien

Basierend auf den Richtlinien für Verkehrswege im Handbuch III zur StfV (1992) des BAFU (BAFU 1992) berechnet sich die Eintretenswahrscheinlichkeit eines Störfalls mit schwerer Schädigung pro km Strassenlänge und Jahr wie folgt:

$$H_s = DTV \cdot 365 \cdot ASV \cdot UR \cdot AGS \cdot ASK \cdot ARS \cdot RFZ \cdot ASS$$

Wobei

$H_s$	Häufigkeit eines repräsentativen Störfallszenariums mit schweren Schädigungen [1/(km·a)]
DTV	DTV(24) auf 1 Jahr umgerechnet [Fz/a]
ASV	Anteil Schwerverkehr am DTV(24) [-]
UR	Unfallrate pro km Strasse [Fz/km]
AGS	Anteil Gefahrgutverkehr am Schwerverkehr [-]
ASK	Anteil der für das repräsentative Störfallszenarium massgebenden SDR-Klasse [-]
ARS	Anteil der für das repräsentative Störfallszenarium relevanten Stoffe der massgebenden SDR-Klasse [-]
RFZ	Rate für relevante Freisetzung und anschliessende Zündung [-]
ASS	Anteil der repräsentativen Störfallszenarien mit schwerer Schädigung [-]

Ein Störfall mit schwerer Schädigung wird bei einem See gemäss Handbuch III mit einer Kontamination der Seeoberfläche von 1 km<sup>2</sup> und mehr angegeben, wobei diese Abschätzung als nicht verbindlich zu betrachten ist, sondern als Anhaltspunkt dienen soll. Ein repräsentativer Störfall konzentriert sich dabei auf das Szenarium „Freisetzung von Mineralölprodukten“, resp. „Freisetzung stark wassergefährdender Flüssigkeiten“ in ein stehendes Oberflächengewässer.

Für die Berechnung des Risikos gilt es im Wesentlichen, die einzelnen Faktoren zur Häufigkeitsberechnung für den Fall Zürichsee zu quantifizieren.





### 5.1.1 Verkehrsaufkommen

Der grösste Teil der Seestrasse weist ein DTV(24) von 10'000 bis teilweise über 20'000 Fz/Tag auf. Für die Risikoberechnung wird ein durchschnittlicher DTV(24) auf der gesamten Seestrasse von 15'000 Fz/Tag angenommen.

### 5.1.2 Anteil Schwerverkehr am DTV

Der Anteil des Schwerverkehrs am DTV beträgt im Schweizerischen Mittel 6%. Mangels exakter Zahlen für die Seestrasse wird mit diesem Wert gerechnet.

### 5.1.3 Unfallrate

Die Unfallraten des Schwerverkehrs betragen ungefähr die Hälfte der Unfallraten des Gesamtverkehrs. Aus letzteren berechnen sich die UR-Werte für den Schwerverkehr (siehe Tabelle 5).

Strasse	UR
Autobahnen	$0.23 \cdot 10^{-6}$ Fz/km
Autostrassen	$0.25 \cdot 10^{-6}$ Fz/km
Hauptstrassen a.o.	$0.60 \cdot 10^{-6}$ Fz/km
Hauptstrassen i.o.	$1.05 \cdot 10^{-6}$ Fz/km

**Tabelle 5: UR-Werte für den Schwerverkehr (a.o.: ausserorts, i.o.: innerorts).**

Da die Seestrasse und die angrenzenden Strassen durchwegs durch bewohntes Gebiet führen, wird für die Berechnungen ein UR-Wert von  $0.9 \cdot 10^{-6}$  Fz/km gewählt. Dafür wird für die Linienführung mit Kurven ohne Erhöhungsfaktor (für gemischten Verkehr a.o. und i.o. = ca. 2.0) gerechnet.

### 5.1.4 Anteil Gefahrgutverkehr

Für den Anteil des Gefahrgutverkehrs am Schwerverkehr wird mit dem Schweizerischen Mittel von 8% gerechnet.

### 5.1.5 Massgebende SDR Klasse

Unter den Klassen der gefährlichen Güter beim Strassentransport ist zweifellos die Klasse 3: Entzündbare flüssige Stoffe aus der Sicht der Transportmengen und der ökologischen Risiken massgebend für die Risikoberechnung. Sie beinhaltet insbesondere Mineralölprodukte wie Dieselöl, Heizöl, Benzin, u.a. Im Gefahrgutverkehr machen die Produkte der Klasse 3 ca. 70% der transportierten Mengen aus.

Der Faktor ASK für die Risikoabschätzung beträgt deshalb 0.7.

### 5.1.6 Anteil von Referenzstoffen in der Gefahrgutklasse 3

Nimmt man die Referenzstoffe „Heizöl“ und „Benzin“ als Beispiele, so gibt das Handbuch III für „Heizöl“ als Summe praktisch aller Referenzstoffe ein ARS Wert von 100% an, während für „Benzin“ ein solcher von 40% angegeben wird.

### 5.1.7 Auftretenshäufigkeit von Unfällen und Störfällen

Benützt man die obige Formel für die Berechnung der Häufigkeit eines repräsentativen Störfalles ohne die ortsspezifischen Begebenheiten und die freigesetzten Mengen zu berücksichtigen (ASS und RFS = 1), so ergibt sich damit die Wahrscheinlichkeit, dass auf der Seestrasse ein Tanklastwagen mit Stoffklasse 3 verunfallt (also nicht nur Störfälle). Durch Multiplikation mit der Länge der

in Betracht zu ziehenden Strassenabschnitte erhält man die Eintretenshäufigkeit pro Jahr, respektive mit dem Reziprokwert die Anzahl Jahre bis im Mittel ein Unfall eintritt. Tabelle 6 zeigt verschiedene Berechnungsfälle, nämlich Unfälle mit Benzin und Heizöl mit und ohne Berücksichtigung eines Faktors für die Distanz des Unfalls vom Seeufer (Faktor ASS = 0.05, vgl. Tabelle 6 untere Werte).

Damit ist allerdings noch nichts über die Schwere des Unfalls ausgesagt, gibt aber ein Bild über die doch recht hohen resultierenden Häufigkeiten (vgl. obere Werte der Tabelle 6).

Strasse, Unfall	DTV	ASV	AGS	ASK	UR	ARS	ASS	RFZ	/km, Jahr	km	/Jahr	Anzahl Jahre
	Fz/d				/Fz,km							
Seestrasse Benzin	15000	0.06	0.08	0.7	9.00E-07	0.4	1	1	6.62E-03	60	0.397354	2.52
Seestrasse Heizöl	15000	0.06	0.08	0.7	9.00E-07	1	1	1	1.66E-02	60	0.993384	1.01
Strasse, Unfall	DTV	ASV	AGS	ASK	UR	ARS	ASS	RFZ	/km, Jahr	km	/Jahr	Anzahl Jahre
	Fz/d				/Fz,km							
Seestrasse Benzin	15000	0.06	0.08	0.7	9.00E-07	0.4	0.05	1	3.31E-04	60	0.019868	50.33
Seestrasse Heizöl	15000	0.06	0.08	0.7	9.00E-07	1	0.05	1	8.28E-04	60	0.049669	20.13

**Tabelle 6: Störfallhäufigkeit auf der Seestrasse um den ganzen Zürichsee mit Benzin und Heizöl mit ASS = 1 (Umgebung des Unfalls nicht berücksichtigt) und ASS = 0.05 (nach Handbuch III).**

Die Ergebnisse der Häufigkeitsberechnung ergeben ohne Berücksichtigung der Faktoren ASS und RFZ erstaunlich hohe Häufigkeiten. So müsste sich um die ganze Seestrasse jedes Jahr ein Tanklastwagenunfall mit der Stoffklasse 3 und alle 2.5 Jahre mit Benzin ereignen.

### 5.1.8 Anteil der repräsentativen Störfallszenarien

Während die bisher diskutierten Einflüsse auf den Störfall stoffspezifische Parameter umfassen, sind die Rate der Freisetzungsmengen und die Anteile der schweren Störfälle an Unfällen situationsbedingt. Mit dem Faktor ASS wird vor allem die Abdämpfung und Verzögerung der Einleitung wassergefährdender Stoffe in den See berücksichtigt. Dies beinhaltet bereits getroffene bauliche Massnahmen und vordringlich die Distanz eines Störfalls vom Seeufer. Es ist zu beachten, dass hierbei direkte Einleitungen in den See durch Unfälle an der Seestrasse, aber auch indirekte Einleitungen entweder über die Kanalisation und eventuell Kläranlage sowie über in den See abfliessende Bäche möglich sind.

Diese Fälle erfordern eine differenzierte Betrachtung der Störfälle und Havarien, die nicht mit den im Handbuch III vorgeschlagenen ASS-Werten abzudecken sind. Diese ASS-Werte werden bei Einleitung in Seen für stark wassergefährdende Flüssigkeiten im Handbuch III wie folgt vorgeschlagen:

Abstand zur Strasse	
< 50 m	50 – 200 m
<i>Ohne nachgewiesene Infiltration</i>	
ASS = 0.05	ASS = 0.01
<i>Mit nachgewiesener Infiltration</i>	
ASS = 0.2	ASS = 0.05

**Tabelle 7: ASS-Werte für Störfälle an einem See.**

In Tabelle 6 wurde als Beispiel im unteren Teil mit einem ASS-Wert von 0.05 gerechnet, was entsprechend zu einer wesentlichen Verringerung der Unfallhäufigkeit mit schweren Auswirkungen auf den See resultiert. Während die Unfallhäufigkeit an sich bei ungefähr 1 Unfall pro Jahr resultiert, ergeben schwerere Unfälle in der Grössenordnung von Störfällen Häufigkeiten



von 1 Unfall in 20 Jahren. Diese Häufigkeit berücksichtigt noch nicht die in den See emittierten Stoffmengen. Diese werden mit dem Faktor RFZ berücksichtigt (vgl. Kapitel 5.1.9).

Bei indirekter Einleitung über Bäche und Mischkanalisation wird mit erheblich höheren ASS-Werten von 0.3 – 0.4 gerechnet, hingegen ist hier aufgrund der geringeren Strassenlängen die Unfallhäufigkeit geringer.

### **5.1.9 Rate der relevanten Freisetzungsmengen bei Störfällen**

Handbuch III gibt für die Freisetzung von Mineralölprodukten an, dass im Sinne der StfV ein schwerer Störfall auf Grund von Mineralölunfällen auf Strassen an einem See gar nicht vorkommt, weil die potentiell auslaufenden Maximalmengen zu gering sind. Es wird angenommen, dass dazu mindestens 50 Tonnen in den See auslaufen müssten. Wie noch gezeigt wird, sind die maximal je gemessenen ausgelaufenen Mengen aus Tanklastwagen ca. 15'000 Liter, meist aber unter 10'000 Liter (siehe Kapitel 5.2.2).

Für stark wassergefährdende Flüssigkeiten (Bsp. Tetrachlorethen) wurden im Handbuch III RFZ-Werte von 0.005 vorgeschlagen. Für Mineralölprodukte ist der RFZ noch geringer. Tatsächlich ergeben sich mit solchen RFZ Werten derart geringe Auftretenshäufigkeiten, dass ein Unfall mit schwerer Schädigung praktisch nie vorkommt.

Wie die weiteren Überlegungen und Modellrechnungen zu Störfällen zeigen werden, sind jedoch auch bei geringeren Mengen (Havarien) Einflüsse der eingeleiteten Stoffgemische bei den Entnahmenstellen der Wasserversorgungen im Zürichsee im Worst-Case möglich.

Wir erweitern deshalb die Risikoabschätzung, indem für verschiedene Einleitsituationen in der Nähe der Trinkwasserfassungen die möglichen Einmischverhältnisse durch Modellrechnungen näherungsweise berechnet werden und daraus mögliche Belastungen des Seewassers an den Trinkwasserfassungen abschätzbar sind.

## **5.2 Beeinträchtigung der Wasserversorgungen durch Störfälle und Havarien**

### **5.2.1 Risikobehaftete Strassenabschnitte**

Es wurde angenommen, dass für die Seewasserfassungen in der Nähe der Einleitstellen die grössten Risiken bei Unfällen bestehen. Es wurde dazu die örtliche Situation jeder Wasserfassung im Umkreis von 1 km näher untersucht. Es ergeben sich daraus prinzipiell 3 Fälle

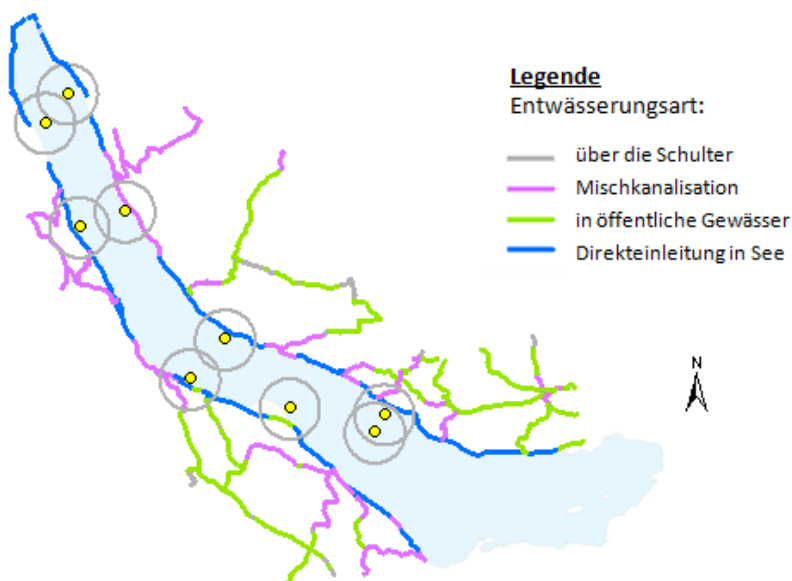
- direkte Einleitung von der Strasse in den See
- indirekte Einleitung über Seitenbäche
- indirekte Einleitung über die öffentliche Kanalisation (ev. über Kläranlage).

Die lokale Verteilung der 3 Fälle am Zürichsee ist in der Abbildung 16 dargestellt. Die sich daraus ergebende Verteilung der Strassenabschnitte für die unterschiedlichen Einleitungsfälle ist aus Tabelle 8 ersichtlich.

Kantonsstrasse am See im Umkreis von 1 km von Trinkwasserfassungsstellen	Länge [km]
Direkteinleitung	9.6
Einleitung über Bäche	1.7
Einleitung über ARAs	6.5
<b>Gesamt</b>	<b>17.8</b>

**Tabelle 8: Strassenabschnitte mit unterschiedlicher Einleitung in den See mit einer Distanz von 1 km zur Trinkwasserfassung.**

Die Wahrscheinlichkeit, dass überhaupt ein Tanklastwagenunfall auf diesen Strassenstücken passiert, erniedrigt sich wegen der im Vergleich zu den vorangehenden Berechnungen kürzeren Strassenlängen. Die Auftretensperiode für einen Tanklastwagenunfall in der Nähe der Trinkwasserfassungen ohne Berücksichtigung der Faktoren ASS und RFZ steigt damit von 1.01 auf ca. 3.5 Jahre für Unfälle mit Stoffen der Klasse 3, respektive von 2.52 auf 8.5 Jahre mit Benzin.



**Abbildung 16: Entwässerungsart im Bereich der Trinkwasserfassungen des Zürichsees. Kreise: Abstand zu den Trinkwasserfassungen 1 km. Kantonsstrassen, die in den Zürichsee entwässern. (Daten: GIS ZH und ERZ, TAZ, Ernst Balsler + Partner (2008)).**

Die 3 unterschiedlichen Fälle der Entwässerung unterscheiden sich bezüglich Transportverhalten der eingeleiteten Stoffe im See, aus welchem sich unterschiedliche Risiken ableiten lassen. Das Transportverhalten kann wie folgt charakterisiert werden:

- **Direkteinleitung:** Die Einleitung erfolgt oberflächlich. Die Stoffe der Klasse 3 verbreiten sich auf der Seeoberfläche. Lösliche Stoffe können sich vertikal in Richtung Ffassungsstelle einmischen. Von entscheidender Bedeutung ist bei diesem Fall wie viel einer Substanz im praktischen Fall über die Oberfläche im Seewasser gelöst wird. Falls ein erheblicher Anteil der Substanz im Seewasser gelöst wird, kann sich dieser insbesondere im Winterhalbjahr bei Durchmischung des Sees vertikal Richtung

- Fassungsstelle einmischen. Die Verdünnung der Substanz bei den Trinkwasserfassungen ist in diesem Fall schwer abschätzbar.
- Einleitung über Bäche: Das eingeleitete Bachwasser schichtet sich je nach Dichte in einer bestimmten Seetiefe ein. In der Stagnationsphase schichtet sich das Bachwasser zumeist ins Metalimnion ein. In der Zirkulationsphase besteht die Möglichkeit, dass sich das Bachwasser im Hypolimnion auf Höhe der Trinkwasserfassungen einschichtet. Bei einer Worst-Case Betrachtung wird davon ausgegangen, dass eine Einschichtung auf Höhe der Trinkwasserfassungen erfolgt und das Wasser dann mit einer lokalen Seeströmung in Richtung einer nahegelegenen Trinkwasserfassung transportiert wird. Dies stellt einen kritischen Fall dar, falls sich die Substanzen mit dem Bachwasser stark vermischt haben.
  - Einleitung über ARAs und Entlastungen: Stoffe, die in der ARA nicht zurückgehalten werden, gelangen mit dem ARA-Ablauf in den See. Die Einleitungstiefen der ARAs bewegen sich im Bereich von 5-8 m (Eawag, 1992). Das Einschichtungsverhalten und das betrachtete Worst-Case Szenario ist analog zu dem von Bächen.

## 5.2.2 Abschätzung der Verdünnungsfaktoren an den Fassungsstellen

Um den Einfluss von Schadstoffeinträgen berechnen zu können, wurde in Bezug auf die ausgelaufenen Schadstoffmengen ein Worst-Case Szenario angenommen. Dieses stützt sich ab auf Untersuchungen von Bürkel und Stauber (2005), die eine Statistik der freigesetzten Flüssigkeitsmengen bei Unfällen mit Tankfahrzeugen erstellt haben. Die Höchstmengen bewegen sich im Bereich von 10'000 Liter. Den Berechnungen des Worst-Case wurde die maximal gemessene Menge von 15'000 Liter zugrunde gelegt.

Die näherungsweise ermittelten Verdünnungsfaktoren beim Worst-Case Szenario von der Einleitstelle bis zur Trinkwasserfassungsstelle sind in Tabelle 9 dargestellt. Die Verdünnungsfaktoren wurden anhand von Worst-Case Betrachtungen berechnet und stellen somit minimale Verdünnungsfaktoren bei ungünstigen Mischungsverhältnissen im See dar (siehe Anhang 6: Verdünnungsfaktoren).

<b>Transportweg</b>	<b>Verdünnungsfaktor im Worst-Case</b>
Direkteinleitung: Verteilung auf der Seeoberfläche und Einmischung	schwer abzuschätzen
Einleitung über ARA/Entlastung: Verdünnung in der Kanalisation/ARA Verdünnung bei der Einschichtung Verdünnung beim Transport zur Trinkwasserfassung	Ca. 5'000
Einleitung über Bäche: Verdünnung im Bach Verdünnung bei der Einschichtung Verdünnung beim Transport zur Trinkwasserfassung	Ca. 10'000

**Tabelle 9: Abgeschätzte minimale Verdünnungsfaktoren vom Ort des Schadens bis zur Trinkwasserfassung bei unterschiedlicher Einleitung von Schadstoffen in den See.**

Es ist zu beachten, dass bei Direkteinleitungen die betrachtete Stoffgruppe (SDR Klasse 3) zu einem grossen Teil aufschwimmt und eventuell mit den Mitteln der Ölwehr behandelbar ist, während die Einleitung in tiefere Schichten eine stärkere Vermischung mit dem Seewasser und einen schnelleren Zugang zu den Fassungsstellen ermöglicht.

## 5.2.3 Berechnung des möglichen Schadstoffaufkommens an den Trinkwasserfassungsstellen

Unter Zuhilfenahme von Angaben über die stoffliche Zusammensetzung von Benzin, Heiz- und Dieselöl und unter Beachtung der Dichte und Löslichkeit von Einzelstoffen und Stoffgruppen,

wurden die möglichen Konzentrationen an den Trinkwasserfassungsstellen für den Worst-Case abgeschätzt.

Betrachtet man zuerst das Worst-Case Szenario mit der höchsten Verdünnungsrate (Einleitung über Bach gemäss Tabelle 9), so ergeben sich die niedrigsten Schadstoffkonzentrationen. Sind diese höher als die Vergleichswerte für Trinkwasser, so sind alle Worst-Case Szenarien mit geringerer Verdünnung als schwerwiegender zu beurteilen. Die Berechnungen ergeben mit einer Verdünnungsrate von 10'000 die in Tabelle 10 dargestellten Konzentrations-Werte an der Fassungsstelle. Die Abschätzung der Konzentration an der Fassungsstelle erfolgt anhand der Konzentration im Produkt oder der maximalen Wasserlöslichkeit wobei der kleinere der beiden Werte genommen wird.

Stoffe	Anteil	Dichte	Konzentration im Produkt	Max. Löslichkeit	Konzentration an der Fassungsstelle	Vergleichs- werte
	Vol. %	kg/l	kg/l	g/l	µg/l	µg/l
Benzin gesamt	100	0.775				
MTBE (Benzin Typ1)	8	0.74	0.0592	48	4800	5 (max. 20- 40)*
MTBE (Benzin Typ 2)	2	0.74	0.0148	48	1480	5 (max. 20- 40)*
Benzol (Benzin)	1	0.88	0.0088	1.77	177	< 0.1**
Aromaten (Benzin)	35		0.245		24'500	
PAK (Diesel)	11		0.093		9300	< 0.1**

**Tabelle 10: Abschätzung möglicher Konzentrationen von Schadstoffen an den Trinkwasserfassungsstellen im Worst-Case und Vergleich mit Trinkwasser-Vergleichswerten (\*MTBE Trinkwassergrenzwerte USA und Dänemark 5 µg/l, Maximalwerte US EPA 20-40 µg/l, \*\*Benzol und PAK: Erfahrungswerte Schweizerisches Lebensmittelbuch).**

Die Gegenüberstellung der möglichen Schadstoffkonzentrationen an den Fassungsstellen mit den Vergleichswerten der Trinkwasserversorgung macht klar, dass im Worst-Case (ungünstige Mischungsverhältnisse im See) bereits bei Havarien eine erhebliche Überschreitung der Vergleichswerte stattfinden kann. Die Annahme, dass die freigesetzten Mengen bei Unfällen mit der Stoffklasse 3 zu gering sind, um einen Störfall zu verursachen, ist in diesem Sinne nicht vertretbar, da im Worst-Case auch nicht-störfallträchtige Havarien zu einer erheblichen Kontamination des Trinkwassers führen können. Ergänzende Richtlinien zu verkehrsbedingten Risiken von Trinkwasserversorgungen werden bearbeitet (BAFU).

Angesichts der oben modellmässig abgeschätzten hohen Kontamination an den Fassungsstellen, sind die bisher getroffenen Annahmen zur Abschätzung der Risiken im Umkreis von 1 km zu den Fassungsstellen möglicherweise zu optimistisch, denn die Verdünnung im See dürfte auch auf grösseren Strecken noch nicht ausreichen, um die Anforderungen an ein einwandfreies Trinkwasser an der Fassungsstelle zu gewährleisten. Zudem kommen schwer berechenbare Unfallrisiken hinzu, die das Abkommen von Tanklastwagen und das Auslaufen wassergefährdender Stoffe in die Seitenbäche des Sees beinhalten.



### 5.3 Massnahmen

Unter den vorsorglichen Massnahmen zur Verminderung von Störfallrisiken führt das Handbuch III sowie die Richtlinie „Sicherheitsmassnahmen gemäss Störfallverordnung bei Nationalstrassen“ des ASTRA (2008) folgende Möglichkeiten auf:

- Herabsetzung des Gefahrenpotentials: Bsp. Mengen- und Transportbeschränkungen.
- Verminderung von Störfällen: Bsp. Sicherheitstechnische Massnahmen an Strassen.
- Begrenzung der Einwirkungen: Technische, organisatorische und personelle Massnahmen im Falle eines Unfalls oder Störfalls; Alarmorganisation und Störfallbewältigung.

Im Vordergrund stehen bauliche Massnahmen an der Strasse und organisatorische Massnahmen, respektive Einsatzpläne bei Unfällen mit wassergefährdenden Flüssigkeiten, die grundsätzlich dem Schutz des Ökosystems Zürichsee dienen. Bei Havarien und Störfällen steht jedoch unmittelbar der Schutz der Bevölkerung im Mittelpunkt, weil der See das Trinkwasserreservoir für 9 Wasserwerke darstellt. Kosten-Nutzen-Betrachtungen bezüglich Massnahmen für Störfälle sind aus diesem Blickwinkel zu betrachten.

Da alle Trinkwasserfassungen durch die Einspeisung von Seitenbächen mehr oder weniger stark beeinflusst sind, besteht bei allen Fassungsstellen ein nicht ohne weiteres quantifizierbares Risiko durch Unfälle, die das Auslaufen wassergefährdender Flüssigkeiten in die Seitenbäche beinhalten. Das Abkommen von Tankfahrzeugen in Seitenbäche im Bereich der Wasserfassungen ist in der Auftretenshäufigkeit gering, die Auswirkungen wären jedoch bei ungünstigen Einmischungsverhältnissen überall als kritisch zu beurteilen. Aufgrund der oben dargestellten Risikobetrachtungen durch Unfälle mit Auslaufen von Gefahrgut über die Strassenentwässerung, haben jedoch, bedingt durch die lokalen Verhältnisse, nicht alle Wasserwerke am Zürichsee die gleichen Gefährdungspotentiale.

### 5.4 Sicherheitstechnische Massnahmen

Die Rücksprache mit dem kantonalen Tiefbauamt bestätigt, dass an der Seestrasse am Zürichsee nur vereinzelt wenige Ölfänge vorhanden sind, im Übrigen jedoch beim Bau keine zusätzlichen baulichen Massnahmen an der Kantonsstrasse gegen Unfälle mit Tanklastwagen vorgesehen wurden. Dafür können Gründe wie geringes Kosten/Nutzen-Verhältnis, geringe Wahrscheinlichkeit und unbestimmte Lokalität von Unfällen angeführt werden.

Angesichts des über das ganze Strassennetz breit gestreuten Unfallrisikos, würden allfällige Massnahmen im Bereich der Trinkwasserfassungsstellen keine wesentliche Verringerung des Risikos einer Trinkwasserkontamination bringen. Hingegen ist bei jeder technischen Massnahme zur Herabsetzung der Schadstofffrachten im Normalbetrieb der Strassen (Kapitel 7), zu überlegen, in welchem Masse diese auch dem Rückhalt wassergefährdender Flüssigkeiten bei Unfällen dienen würden (vgl. Tabelle 10) und wieweit die noch in Bearbeitung stehende VSS Norm SN 640 364 zur Freisetzung wassergefährdender Flüssigkeiten Hinweise zu weiteren Massnahmen gibt.

### 5.5 Organisatorische Massnahmen

Da im Fall einer grösseren Havarie oder eines Störfalls im Bereich der untersuchten Standorte der Trinkwasserfassungen im Worst-Case bei ungünstigen Mischungsverhältnissen im See die Wasserqualität an den Fassungsstellen so stark beeinträchtigt werden kann, dass eine Wasserabgabe nicht mehr verantwortet werden kann, kommt den organisatorischen Massnahmen eine zentrale Bedeutung zu. Die Wasserentnahme aus dem See ist beim betroffenen Werk so schnell wie möglich zu unterbrechen und bei den übrigen Werken sind laboranalytische Notprogramme zu starten, die eine eventuelle Beeinflussung der Trinkwasserqualität beobachten. Dies erfordert einen entsprechenden Einsatzplan wie er bereits im Rahmen der Ölwehr und der obligatorischen Notwasserversorgungskonzepte vorhanden sein sollte.

Von erstrangiger Wichtigkeit dabei ist die möglichst schnelle Kommunikation der am Unfallgeschehen involvierten Personen mit dem verantwortlichen Betriebspersonal der Wasserwerke.

## 6 Massnahmen zur Reduktion der Belastungen

Die Ergebnisse der Modellierung zeigen, dass vor allem die zahlreichen Direkteinleitungen sowohl die Sedimente als auch die Wasserqualität bei den Einleitstellen beeinträchtigen. Schadstoffeinträge können zudem auch bei Havarien erfolgen. Weil das Risiko von Havarien, wie bereits diskutiert, mit kostenmässig vertretbaren örtlichen Massnahmen nur unwesentlich verringert werden kann, fokussieren die Massnahmen zur Reduktion der Belastungen des Zürichsees auf den Normalbetrieb.

Die Massnahmen zur Reduktion der Gewässer- und Sedimentbelastung sowie zur Verminderung des Risikos der Gefährdung der Trinkwasserfassungen können in zwei Gruppen unterteilt werden. Die erste Gruppe beinhaltet betriebliche Massnahmen, welche ohne wesentliche bauliche Veränderungen beim bereits bestehenden System umgesetzt werden können. Diese Massnahmen sind somit jederzeit realisierbar. Die zweite Gruppe beschreibt Massnahmen, die parallel zu Umbauarbeiten von Strassenabschnitten realisiert werden können.

### 6.1 Betriebliche Massnahmen

#### 6.1.1 Leerung von Schlamm Sammlern

Die Leistung von Schlamm Sammlern ist neben der Beschickung wesentlich von der Höhe des Schlammspiegels abhängig. Ist die maximale Schlammspiegelhöhe erreicht, findet keine Akkumulation mehr statt und es wird somit kein partikuläres Material mehr zurückgehalten. Mit zunehmender Schlammspiegelhöhe steigt zudem die Wahrscheinlichkeit, dass bei Starkniederschlägen bereits abgesetztes Material resuspendiert wird. Es konnte gezeigt werden, dass die maximale Schlammspiegelhöhe in Schlamm Sammlern nach einer Dauer von ein bis sechs Monaten erreicht wird (VSA, 1990). Nach Erreichen der maximalen Schlammhöhe wird netto kein Schlamm mehr zurückgehalten und der Wirkungsgrad sinkt gegen Null.

Aus diesem Grund sind Reinigungsintervalle der Schlamm Sammler von 1 bis 2 Jahren zu lang. Wird von einem frachtbasierten GUS-Wirkungsgrad der Schlamm Sammler bei optimaler Dimensionierung und optimalem Reinigungsintervall zwischen 15 und 30 % ausgegangen (Tabelle 11), verringert sich dieser bei zu langem Reinigungsintervall deutlich.

Heute stehen genauere Messgeräte zur Schlammspiegelmessung zur Verfügung, ebenso wie räumlich und zeitlich detailliert aufgelöste Niederschlagsdaten. Dies ermöglicht es, den Zusammenhang zwischen der Schlammspiegelhöhe und der Akkumulationsdauer sowie die Rolle der Abflussintensität auf die Schlammspiegelhöhe im Vergleich zur VSA-Studie detaillierter zu erfassen. Anhand dieser Informationen kann das optimale Reinigungsintervall für Schlamm Sammler ermittelt werden, um ein optimales Verhältnis zwischen Kosten der Schlamm Sammlerreinigung und dem Nutzen zu erzielen. Es wird empfohlen, diesbezüglich eine Studie in die Wege zu leiten.

Eine weitere Optimierungsmöglichkeit der Schlamm Sammlerreinigung besteht darin, den Zeitpunkt der Schlamm Sammlerreinigung dem Wettergeschehen anzupassen, indem möglichst vor Regenperioden gereinigt wird. Diesbezüglich stellt sich die Frage, ob und wie die heute zur Verfügung stehenden Wetterprognosen für eine optimale Planung der Schlamm Sammlerleerung verwendet werden könnten.

#### 6.1.2 Reinigung von Strassen

Die Reinigung von Strassen entfernt nachweislich partikuläre Stoffe von der Strassenoberfläche und reduziert somit die Partikelfracht, die in die Entwässerung gespült wird. Angaben über die Wirksamkeit gehen jedoch auseinander (VSA, 1990, Hürlimann et al. 2008). Der Grund für die unterschiedlichen Angaben liegt neben der schwierigen messtechnischen Erfassung der Stoffströme bezüglich der Zielparameter GUS, Kupfer, Zink und PAKs auch darin, dass nicht dieselbe Methodik zur Bestimmung der Stoffströme verwendet wurde.

Auch heute existiert noch keine Methodik die es erlaubt, die Wirksamkeit der Strassenreinigung mit der Wirksamkeit von Schlamm Sammlern oder von Strassenabwasserbehandlungsanlagen



schlüssig zu vergleichen. Es ist deshalb schwierig, die Kosten und den Nutzen der Strassenreinigung als Funktion des Reinigungsintervalls bezüglich der zurückgehaltenen Schadstoffmenge auch im Vergleich zu anderen Massnahmen zu beurteilen.

Analog zur Leerung der Schlammsammler stellt sich bei der Strassenreinigung zudem die Frage, ob die heute zur Verfügung stehenden meteorologischen Daten und Prognosen zur Planung von optimalen Reinigungsintervallen verwendet werden können. Dies bedeutet beispielsweise, dass die Strassenreinigung bestenfalls vor Regenperioden erfolgen sollte.

## 6.2 Bauliche Massnahmen am Entwässerungssystem

Die baulichen Massnahmen beziehen sich in erster Linie auf die Verbesserung des Schadstoffrückhalts im Entwässerungssystem, hauptsächlich im Normalbetrieb aber auch im Havariefall. Erste Priorität hat dabei die Abtrennung der Feststoffe, da an diesen der Hauptanteil der Schwermetalle und PAKs gebunden ist. Die baulichen Massnahmen orientieren sich an der Entwässerungssituation im Einzugsgebiet des Zürichsees, indem ein Grossteil der Immissionen über ca. 350 Direkteinleitungen in den See gelangt, gefolgt von Immissionen über die die Mischkanalisation und über Weiher und Bäche (Abbildung 6). Massnahmen für einen verbesserten Schadstoffrückhalt können auf unterschiedliche Art und Weise realisiert werden. In Abbildung 17 sind die verschiedenen möglichen Massnahmen schematisch dargestellt und in Kapitel 6.2.1 bis Kapitel 6.2.6 beschrieben. Die Diskussion der Wirksamkeit erfolgt in Kapitel 6.2.7.

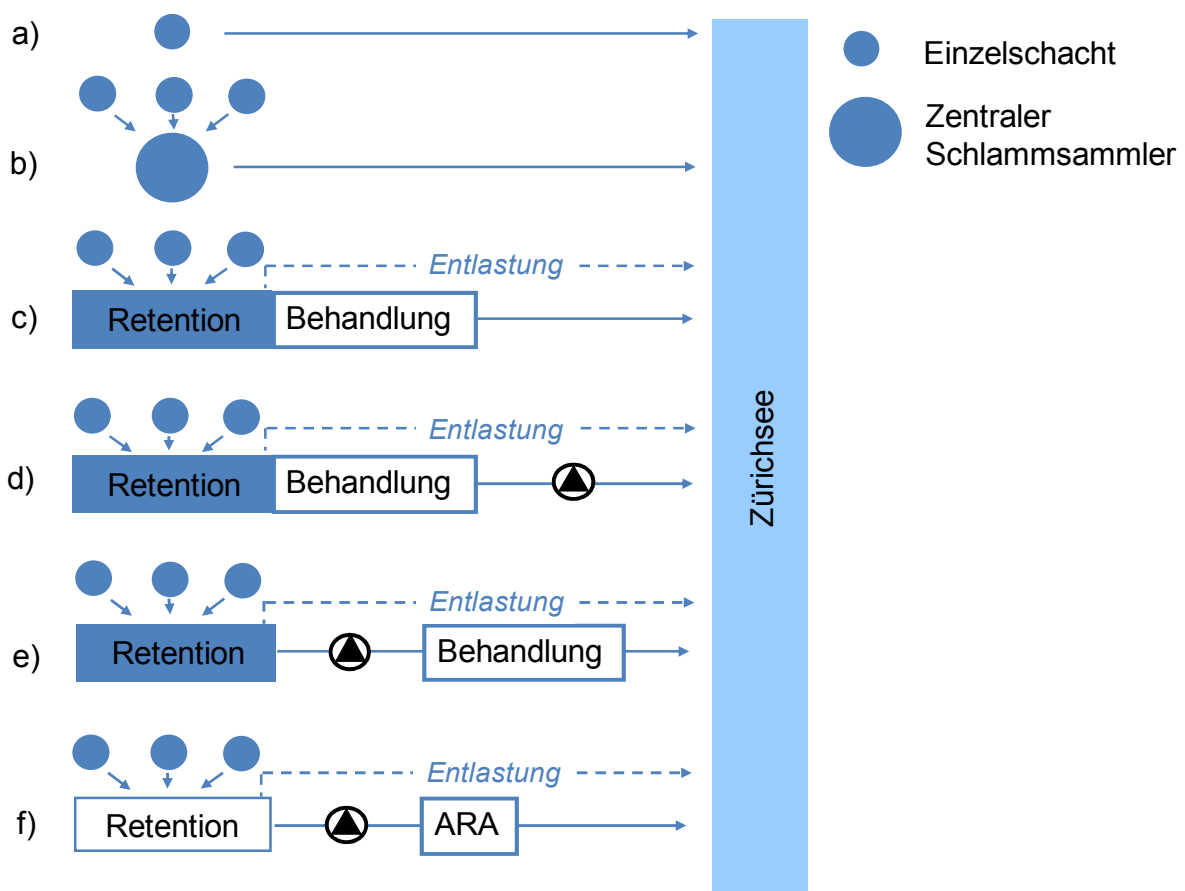


Abbildung 17: Massnahmen am Entwässerungssystem zur Reduktion der Immissionen.

## 6.2.1 Optimierung des Einzelschachtes (a)

### Dimensionierung, hydraulische Verbesserungen

Neben dem Reinigungsintervall von Schlamm Sammlern (Kapitel 6.1.1) sind die Dimensionierung sowie die zweckmässige Gestaltung des Zu- und Ablaufs eines Schlamm Sammlers Möglichkeiten, dessen Leistungsfähigkeit zu erhöhen. Beide Massnahmen haben zum Ziel, die Resuspension von Partikeln und den daran sorbierten Schadstoffen vor allem bei hohen Zuflüssen zu reduzieren. Damit ist eine Reduktion der Frachten sowie der Konzentrationen, die in den See eingetragen werden, möglich. Bei den Schwermetallen Kupfer und Zink, die zu einem grossen Teil feinputikulär oder gelöst vorliegen, kann durch eine verbesserte Sedimentation jedoch nur die grobpartikulär vorliegende Fraktion zurückgehalten werden.

### Filtersäcke

Eine weitere Optimierungsmöglichkeit einzelner Schlamm Sammler besteht in deren Ausrüstung mit einem Textil-Filtersack. Filtersäcke haben unter halbtechnischen Versuchsbedingungen gezeigt, dass die Konzentrationen von GUS, Kupfer und Zink zu 70-90 %, 60-70 % und 70-85 % zurückgehalten werden können (EAWAG et al. 2006b). Ihre Anwendung sollte jedoch wegen der relativ schnellen Kolmation bevorzugt auf Strassen mit DTV < 6000 Fz/Tag beschränkt werden (Landesamt für Umwelt Augsburg 2007).

Eingehende Untersuchungen zu Machbarkeit und Betrieb von Textil-Filtersäcken in bestehenden Strassenschächten wurden im Rahmen einer Studie des ASTRA und des VSS von Kaufmann durchgeführt (Schlussbericht erscheint in Kürze). Die Konstruktionen zum Ein- und Ausbau der Filtersäcke in bestehenden Strassenschächten erweisen sich als praxistauglich. Die Reinigung der Säcke erfordert allerdings einen erhöhten Aufwand und war bisher beim Unterhaltspersonal der Strassen nicht sehr beliebt. Aus den in qualitativer Hinsicht beschränkten Untersuchungen lässt sich ableiten, dass die Abtrennungsleistung von Filtersäcken im grosstechnischen Einsatz lediglich im Bereich von 30-40% für GUS und unter 30% für Schwermetalle liegt. Bereits im teilweise kolmatierten Zustand funktionieren Filtersäcke praktisch wie Schlamm Sammler mit häufigem direktem Überlaufen der Schächte in die Vorflut.

Die bisherigen Erfahrungen und Empfehlungen mit Textilfiltersäcken im technischen Einsatz, wie sie im oben erwähnten Bericht enthalten sind, sollten in jedem Fall bei einer Erwägung zur Anwendung von Filtersäcken berücksichtigt werden.

### Alternative Systeme zur Partikelabtrennung für den Einzelschacht

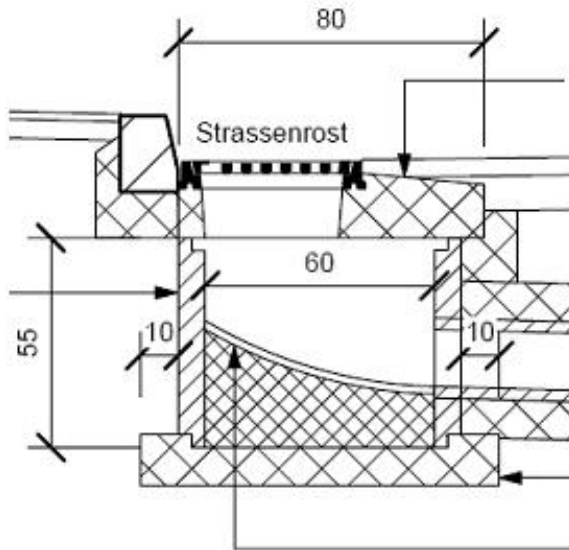
Die dritte Möglichkeit, die Leistung eines einzelnen Schlamm Sammlers zu verbessern, besteht darin, den Zu- und Ablauf neu zu gestalten (Schikanen) oder auch zu Filtersäcken alternative Filtrationseinheiten einzubauen. Die Wirkung sowohl von alternativen Zu- und Abläufen als auch von neuartigen Filtrationseinheiten wäre zu testen. Einige solche Systeme wurden bereits realisiert, andere sind in Entwicklung.

Das Ziel solcher neuer Systemkomponenten ist die Maximierung des Schadstoffrückhalts, indem eine vom Durchfluss wenig beeinflusste Partikelabtrennung erzielt wird. Zusätzlich muss die Praktikabilität beim Einbau und im Unterhalt gewährleistet sein.

## 6.2.2 Zentraler Schlamm Sammler (b)

Die Idee des zentralen Schlamm Sammlers besteht darin, den Aufwand für den Unterhalt zu reduzieren und die Feststoffabscheidung mindestens so effizient wie in bisherigen Schlamm Sammlern zu gestalten. Dies geschieht, indem das Strassenabwasser einzelner Einlaufschächte über einen Einlaufkasten ohne Schlammraum, dargestellt in Abbildung 18, in einen zentralen Schlamm Sammler geleitet wird. Damit reduziert sich die Anzahl der zu unterhaltenden Schächte. Die Leistung des zentralen Schlamm Sammlers kann durch die in Kapitel 6.2.1 diskutierten Massnahmen bei der Dimensionierung und mit der Gestaltung der Hydraulik optimiert werden.

Der Nachteil dieser Lösung ist das notwendige Gefälle der Leitung zum zentralen Schlamm-sammler von mindestens 2 %.



**Abbildung 18: Schematische Darstellung eines Ableitungsschachts.**

### **6.2.3 Zentrale Sammlung mit Retention und Behandlung (c)**

Die zentrale Sammlung des Strassenabwassers analog zu Variante (b) mit oder ohne Retention ermöglicht den Einsatz von unterschiedlichen Technologien zur Behandlung des Strassenabwassers. Die Retention und auch die Auswahl möglicher Technologien werden bestimmt durch die Grösse der entwässerten Fläche sowie durch die Differenz zwischen der Kote des Wasserspiegels an der Einleitstelle in den See und derjenigen des Zulaufs in die Retention/Behandlung.

Bei Kotenunterschieden von über 1 bis 2 m und Retention stehen zahlreiche Verfahren zur Strassenabwasserbehandlung zur Verfügung, die hohe Reinigungsleistungen erzielen können. Beispiele für solche Verfahren sind

- Bepflanzte Bodenfilter
- Bepflanzte oder unbepflanzte Sandfilter
- Technische SABA mit Adsorbern (Sandfilter+Adsorber, Absetzbecken mit Filter und Adsorber<sup>1</sup>, Splitt-Kiesfilter<sup>2</sup>)

Es ist zu beachten, dass vor allem bepflanzte Filter und Sandfilter abhängig von der Dimensionierung einen beträchtlichen Flächenbedarf aufweisen können.

Bei Kotenunterschieden mit weniger als etwa 0.5-1 m sind hauptsächlich Sedimentationsverfahren basierend auf Absetzbecken oder Lamellenabscheidern möglich. Diese beiden Verfahren benötigen keine Retention. Aber auch Textil-Scheibenfilter oder Mikrosiebe können eingesetzt werden<sup>3</sup>. Bei technischen Einzelverfahren ist die GUS-, aber auch insbesondere die Schwermetall- und PAK-Elimination abhängig vom Verfahren.

---

<sup>1</sup> Leistung und Praktikabilität wird derzeit untersucht

<sup>2</sup> Die Leistungsfähigkeit von Splitt-Kiesfiltern wird derzeit noch untersucht

<sup>3</sup> Eine Leistungsübersicht der heutigen Behandlungsverfahren zur Strassenabwasserbehandlung wird derzeit im Projekt des BAFU und ASTRA „SABA-Stand der Technik“ erstellt.



Bei der Verwendung von Ableitungsschächten analog zur Variante „Zentraler Schlammsammler“ ermöglicht die zentrale Behandlung die Optimierung des Unterhalts. Zusätzlich zu Variante (b) ist ein Havarierückhalt möglich.

#### **6.2.4 Zentrale Sammlung mit Retention/Behandlung und Pumpen (d)**

Variante (d) entspricht grundsätzlich Variante (c). Zusätzlich ermöglicht der Einsatz von Pumpen auch bei geringen Höhenunterschieden den Einsatz von zahlreichen technischen Behandlungsverfahren sowie auch von Verfahrenskombinationen, welche eine grosse Bandbreite der Behandlungsanforderungen zulassen.

#### **6.2.5 Zentrale Sammlung, Retention, ortsunabhängige Behandlung (e)**

Während bei den Varianten (b) bis (d) der Standort für die Retention/Behandlung durch das Gefälle der Zulaufleitungen gegeben ist, erfolgt bei Variante (e) die Behandlung an einem prinzipiell frei wählbaren Ort. Dies bedingt, dass das Strassenabwasser mit einer Druckleitung von der zentralen Sammeleinheit zur Behandlungsanlage gepumpt und anschliessend in einer Freispiegelleitung in den Zürichsee abgeleitet wird. Bedingt durch den bereits hohen baulichen Aufwand bei dieser Variante ist es sinnvoll, nur Behandlungsverfahren mit Wirkungsgraden von mehr als 50 % einzusetzen.

#### **6.2.6 Ableitung in die Kläranlage (f)**

Die Ableitung oder das Abpumpen des Strassenabwassers in die Kläranlage ist eine oft diskutierte Variante zur Entsorgung des Strassenabwassers. Dem Vorteil dieser Entsorgungsvariante, nämlich keine SABA zu bauen, zu unterhalten und betreiben zu müssen, stehen jedoch folgende kritische Überlegungen gegenüber.

Grundsätzlich gilt zu berücksichtigen, dass durch die Einleitung von Strassenabwasser in die Mischwasserkanalisation die Anzahl der Mischwasserentlastungen zunimmt. Entsprechend sinkt der Gesamtwirkungsgrad der Kläranlage und der Eintrag von Nährstoffen, Schadstoffen und Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser in den See wird erhöht. Der Gesamtwirkungsgrad von Schadstoffparametern des Strassenabwassers (Schwermetalle, PAKs) ist zudem geringer als derjenige von Parametern des kommunalen Abwassers (TOC, Phosphor, Stickstoff), weil ihre Hauptmengen nur bei Regenwetter, also zu Zeiten möglicher Entlastungen auftreten. Kommt hinzu, dass entlastetes Strassenabwasser nicht behandelt wird. Abhilfe schaffen könnte die Retention für das Strassenabwasser, welche es ermöglichen würde, Strassenabwasser verzögert, bestenfalls bei Trockenwetterabfluss in die Mischwasserkanalisation, einzuleiten. Da in der Retention bereits eine Sedimentation stattfinden kann, sind eventuell Spülkippen zur Beckenreinigung oder der Einsatz von Rührwerken bei der Entleerung nötig, welche die Anlagekosten erhöhen.

Diese Zusammenhänge zeigen, dass zur Beurteilung der Ableitung von Strassenabwasser in die Kläranlage eine Gesamtschau der urbanen Entwässerungssysteme notwendig ist und eine pauschale Aussage wenig sinnvoll ist.

#### **6.2.7 Wirksamkeit der Massnahmen**

Die mögliche Wirksamkeit der diskutierten Massnahmen zur Reduktion von GUS, Kupfer und Zink sind in Tabelle 11 zusammengefasst. Ebenfalls vermerkt ist die Eignung zum Rückhalt wassergefährdender Flüssigkeiten bei Havarie. Der Gesamtwirkungsgrad des Einzelschachts dürfte bei optimaler Dimensionierung, Gestaltung und optimalem Leerungsintervall für GUS bestenfalls im Bereich von 15-30 % liegen. Bei Kupfer, Zink und PAKs ist die Leistung geringer (10-20 %). Die Gesamtwirkungsgrade bei Filtersäcken sind abhängig von der Kolmation bzw. der Unterhaltsintervalle zu Beseitigung der Kolmation. Bei neuen noch zu testenden Schachttypen mit verbessertem Partikelrückhalt können vermutlich 20-40 % von GUS und 10-30 % der

Schwermetalle zurückgehalten werden. Mit dem Einzelschacht vergleichbaren Leistungen kann auch beim zentralen Schlammssammler gerechnet werden<sup>4</sup>.

Die Leistung von Behandlungsverfahren ist unterschiedlich<sup>5</sup>. Mit Sedimentationsverfahren alleine, beispielsweise in Absetzbecken und Lamellenabscheidern ist bei richtiger Dimensionierung mit einer Frachtreduktion bei GUS zwischen 30 und 50 % (Sprecher et al. 2009, Steiner et al, 2009) zu rechnen. Andere Verfahren wie der bepflanzte Sand- oder Bodenfilter, Sandfilter, Splitt-Kiesfilter oder auch Sandfilter mit Adsorbieren können höhere Wirkungsgrade erzielen. Dasselbe gilt für GUS bei Scheibenfiltern oder auch Mikrosieben<sup>6</sup>.

Die Leistungsfähigkeit des Entsorgungswegs über die ARA kann wegen der Vernetzung mit der Siedlungsentwässerung (Kapazität Kanalisation, ARA, Grösse der Retention) nicht pauschal beurteilt werden. Die Reinigungsleistung der ARA für Partikel und Schwermetalle ist in Boller und Häfliger (1996) beschrieben.

Massnahme	Beschreibung	GUS	Cu, Zn, PAK	Eignung Havarie
Wirkungsgrad [%]				
Einzelschacht (a)	Richtige Dimensionierung	15-30	10-20	Nein
	Filtersäcke <sup>1)</sup>	30-40	10-30	Nein
	Neue Schachttypen	20-40	?	Nein
Schlammssammler (b)	Dimensionierung	10-30	15-25	(Nein)
	Neue Typen	20-40	?	(Nein)
Retention Behandlung (c-e)	Ohne Pumpen (c)	30-50 <sup>2)</sup> 50-90	20-30 <sup>2)</sup> 30-95	(Ja)
	Mit Pumpen (d)	50-90	30-95	Ja
	Ortsunabhängig (e)	50-90	30-95	Ja
Retention / ARA (f)	Mit Retention	? <sup>3)</sup>	? <sup>3)</sup>	Ja

**Tabelle 11: Wirkungsgrade unterschiedlicher Massnahmen zur Reduktion der Immissionen.**

<sup>1)</sup> Solange keine Kolmation auftritt. <sup>2)</sup> Absetzbecken, Lamellenabscheider, <sup>3)</sup> Abhängig von der Kapazität der Kanalisation sowie der Verfahrenstechnik der ARA. Die Reduktion bezieht sich auf die Gesamtfracht.

## 6.2.8 Auswirkungen der Massnahmen

Die Auswirkungen der Massnahmen auf die Massenbilanz der Schadstoffe wurden exemplarisch für die Entwässerungsvarianten: Schlammssammler, Schlammssammler mit Filtersack sowie für SABAs mit geringer und mit hoher Wirksamkeit zur Schadstoffentfernung berechnet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 19 dargestellt. Zu erkennen sind die unterschiedlichen Auswirkungen der Massnahmen bei GUS und Zink. Mit Schlammssammlern können bezogen auf 37 km Strassenlänge im Mittel rund 6.5 t GUS zurückgehalten werden. Mit Filtersäcken ausgerüstet kann von rund 8.5 t GUS ausgegangen werden. Mit einfachen SABAs wie beispielsweise Lamellenabscheidern können bei richtiger Dimensionierung und baulicher Ausführung etwa 14 t GUS aus

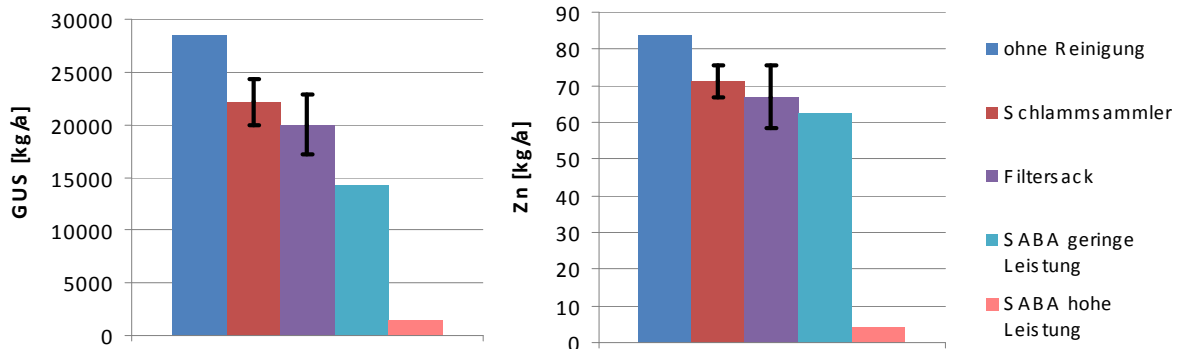
<sup>4</sup> Bei Schlammssammlern und auch Filtersäcken ist die Gesamtbilanz infolge Resuspension bzw. Kolmation entscheidend.

<sup>5</sup> Eine Leistungsübersicht der heutigen Behandlungsverfahren zur Strassenabwasserbehandlung wird derzeit im Projekt des BAFU und ASTRA „SABA-Stand der Technik“ erstellt.

<sup>6</sup> Wirkungsgrade von Anlagen sind immer in Relation zur absoluten Zu- und Ablaufkonzentration eines Behandlungsverfahrens zu interpretieren.

dem Strassenabwasser entfernt werden, mit leistungsfähigen SABAs beinahe die gesamte GUS Fracht von 28 t pro Jahr (Steiner und Goosse, 2009).

Zur Beurteilung der Auswirkung von Massnahmen ist bei den Schwermetallen die Spezierung massgebend. Berechnungen am Beispiel von Zink zeigen, dass wenn die sedimentierbare Partikelfraktion mit einem Durchmesser > 50 µm zurückgehalten werden kann, bereits eine gewisse Entlastung des Sediments an den Einleitstellen erfolgt. Der Rückhalt dieser Zink-Fraktion entspricht einer Reduktion der Zulauffracht um 25 % und kann mit einem optimal dimensionierten und geleerten Schlammfang oder unter Umständen mit entsprechenden betrieblichen Massnahmen erzielt werden.



**Abbildung 19: Einfluss der unterschiedlichen Massnahmen auf die Immission von GUS und Zink bezogen auf 37 km Strassenlänge. Die Balken bezeichnen die Bereiche der Wirksamkeit unterschiedlicher Massnahmen.**



## 7 Folgerungen und Empfehlungen

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass durch die Einleitung von Strassenabwasser in den Zürichsee lokale Beeinträchtigungen sowohl des Sediments als auch der Wasserqualität bei den ca. 350 Einleitstellen stattfinden. Die in der VSA-Richtlinie (VSA 2002) und der BUWAL-Wegleitung (BUWAL 2002) festgelegte Grenze der Verkehrsbelastung von ca. 12'000 Fahrzeugen pro Tag, ab welcher das Strassenabwasser als hoch belastet gilt, ist somit auch für die Einleitung von Strassenwasser in grosse Seen sinnvoll.

Die Beeinträchtigungen bei den Einleitstellen sind nicht dermassen kritisch, als dass generell hoch effiziente Strassenabwasserbehandlungsanlagen eingesetzt werden müssten. Diese Aussage ist nicht gültig bei kleinen Seen oder bei Flachwasserzonen in grossen Seen. Grundsätzlich gilt, dass Einleitstellen mit hohem DTV sowie mit sensiblen Uferzonen bei der Sanierung vorrangig berücksichtigt werden sollten. Entsprechende Unterlagen wurden vom AWEL (2008) und der Stadt Zürich (2008) erarbeitet.

Bereits heute ist mit den folgend aufgeführten betrieblichen Massnahmen eine 10-30 %-ige Reduktion der GUS-, Kupfer- und Zinkeinträge möglich. Deshalb haben diese betrieblichen Massnahmen erste Priorität. Es wird empfohlen, die Wirkung dieser Massnahmen gezielt zu überprüfen:

- Optimierung der Strassenreinigung
- Optimierung des Leerungsintervalls für Schlammsammler

Zusätzlich zu den betrieblichen Massnahmen können bauliche Massnahmen den Schadstoffrückhalt erhöhen. Solche baulichen Massnahmen sind insbesondere bei ökologisch sensiblen Stellen und bei Entwässerungsabschnitten mit hoher Verkehrsbelastung zu empfehlen. Die folgenden Massnahmen werden im Rahmen von Strassen-Sanierungen und/oder –Erweiterungen empfohlen.

- Auswahl der zur Schadstoffentfernung am besten geeigneten Schlammsammlertypen sowie Optimierung der Dimensionierung.
- Die Eignung und die Leistungsfähigkeit von alternativen Einzelschachtsystemen zum stabilen Feststoff-Rückhalt sind zu prüfen.
- Aufgrund der unsicheren Datenlage bezüglich der Leistungsfähigkeit von Filtersäcken wird empfohlen, die Leistungsfähigkeit im praktischen Einsatz messtechnisch mittels Massenbilanzen eingehender zu untersuchen und zu belegen.
- Bei der Erneuerung von Strassenabschnitten ist die Zweckmässigkeit der Ausstattung einzelner Strassenabschnitte mit Ableitungsschächten und zentralen Schlammsammlern hinsichtlich geringerem Betriebsaufwand zu prüfen. Auch bei diesen Massnahmen ist auf eine optimale Dimensionierung und bauliche Ausführung zu achten.
- Der Bau von zentralen SABAs ist situationsbezogen zu prüfen. Falls SABAs gebaut werden, muss deren Gesamtwirkung basierend auf Massenbilanzen höher sein als derjenige von Schlammsammlern. Absetzbecken alleine sind aufgrund ihrer Leistungsfähigkeit deshalb nicht unbedingt ausreichend. SABAs sind am ehesten sinnvoll für Strassenabschnitte mit hohem DTV und speziellen Einleitsituationen. Zur Minimierung des Unterhalts sind auch bei zentralen SABAs die Einlaufschächte als Ableitschächte auszubilden.
- Die Ableitung von Strassenabwasser in die ARA mag in Einzelfällen sinnvoll sein, kann jedoch aufgrund des heutigen Wissensstandes nicht generell befürwortet werden. Es muss beachtet werden, dass das Strassenabwasser in den meisten Fällen gepumpt werden müsste.

Neben der Priorisierung der Schadstoffentfernung wird sowohl bei den betrieblichen wie auch bei den baulichen Massnahmen empfohlen, die Kosten der Massnahmen der Wirkung bezüglich Schadstoffentfernung gegenüberzustellen. Kostenrelevant sind sowohl Planungs-, Investitions- und Unterhaltskosten. Eine Kostenabschätzung der unterschiedlichen Massnahmen müsste anhand exemplarischer Entwässerungssituationen realisiert werden. Ebenso zentral für die Beurteilung der Massnahmen ist die Praktikabilität derselben für die Unterhaltsdienste. Es müsste abgeklärt werden, in welchem Masse die von ASTRA und VSS veranlasste Studie zur



Kosten/Nutzenanalyse von Strassenabwasserbehandlungsanlagen ein hilfreiches Optimierungsinstrument darstellen könnte (Bericht und Berechnungsschema erscheinen in Kürze; Ing. büro Rauch, Dietikon).





## Literatur

- ASTRA (2008) Sicherheitsmassnahmen gemäss Störfallverordnung bei Nationalstrassen.
- AWEL (Hermann, F.) (2008) Prioritäten bei der Entwässerung von Staatsstrassen, Zürich.
- BAFU (1992) Handbuch III zur Störfallverordnung StfV, Richtlinien für Verkehrswege.
- BAFU (Hrsg.) (2007) NABEL. Luftbelastung 2006. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). Umwelt-Zustand Nr. 0726. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Boller, M. (1997) Tracking heavy metals reveals sustainability deficits in urban drainage systems. *Wat.Sci.Tech.* 35, 9, 77-87
- Boller, M. (2002) Charakterisierung von Strassenabwasser – Emissionen und Immissionen. VSA-Fortbildungskurs 2002 – Strassenentwässerung der Zukunft.
- Boller, M., Häfliger, M. (1996) Verbleib von Schwermetallen bei unterschiedlicher Meteorwasserentsorgung, Eawag, Dübendorf.
- Bürkel, P., Stauber, M. (2005) Unfälle beim Transport wassergefährdender Flüssigkeiten, VSS.
- BUWAL (2002) Wegleitung – Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen, Bern.
- Eawag (1992) Einleitungskonzept Zürichsee (Untersee): Zusammenfassung, Dübendorf.
- Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006a) Bankette bestehender Strassen – Untersuchungen der Versickerung von Strassenabwasser über Strassenrandstreifen an einer bestehenden Strasse, Eawag, FH Burgdorf, GSA Bern, BUWAL.
- Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006b) Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbiermaterial, Eawag, FH Burgdorf, GSA Bern, ASTRA, BUWAL.
- Gammeter, S., Forster, R., Zimmermann, U. (1997) Limnologische Untersuchung des Zürichsees 1972-1996, Zürich.
- Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Juli 2008).
- Goosse, P., Steiner, M., Joss, A. (2006) SAFIR. Safe and High Quality Food Production using Low Quality Waters and Improved Irrigation Systems and Management. Eawag, Dübendorf.
- Heinz, G., Imboden, D.M., Wüest, A. (1992) EINSEE – Ein Computerprogramm zur Behandlung der Abwasser- und Kühlwasserrückgabe in Seen, Eawag, Dübendorf.
- Hürlimann, J. (2008) GUS-Elimination durch strassenbürtige Abfälle, GWA 7/2008, S. 525-529.
- IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) (2004) Vergleich des Istzustandes des Rheins 1990 bis 2001 mit den Zielvorgaben, IKSR Bericht Nr. 143d, Bern.
- Karvelas, M., Katsoyiannis, A. and Samara, C. (2003). Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. *Chemosphere* 53, 1201-1210.
- Käser, Jürg (2008) Besprechung bei der Schöllkopf AG in Rümlang.
- Kaufmann, P. In Bearbeitung



Landesamt für Umwelt, Augsburg (2007) Bodenkundliche Untersuchungen an der Strassenbankettlysimeteranlage in Augsburg, Derchinger Strasse. Abschlussbericht Juni 2007.

Leemann, M. (2005) Saisonaler Verlauf von MTBE und BTEX im Zürichsee, gwa 1/2005.

Peeters, F., Wüest, A., Piepke, G., Imboden, D.M. (1996) Horizontal Mixing in Lakes, Journal of Geophysical Research, Vol. 101, No. C8, 18361-18375.

Richtlinie für die Verwertung, Behandlung und Ablagerung von mineralischem Aushub-, Abraum- und Ausbruchmaterial (Aushubrichtlinie, AHR) vom Juni 1999.

Schmidt, T., Haderlein, S.B., Pfister, R., Forster, R. (2004) Occurrence and fate modeling of MTBE and BTEX compounds in a Swiss Lake used as drinking water supply, Water Research 38, 1520-1529.

Schweizerisches Lebensmittelbuch (SLMB) (1999) Kapitel 27A, Trinkwasser.

Sprecher, K. (2009) Leistungsnachweis Strassenabwasserbehandlungsanlagen, Seestrasse Kilchberg, Zürich, in preparation

Stadt Zürich, ERZ, TAZ, Ernst Balsler + Partner (2008) Genereller Entwässerungsplan, Teilprojekt Verkehrswegeentwässerung, Zürich.

Steiner, M. und Goosse, P. (2009) Monitoring SABA Attinghausen, Schlussbericht, Zürich.

Sydler und Partner (1992) Einleitungskonzept Zürichsee: Bericht.

van Beelen, E. (2007) Municipal Waste Water Treatment Plant (WWTP) Effluents, a concise Overview of the Occurrence of Organic Substances, Association of River Waterworks.

Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) vom 1. Juli 1998 (Stand am 1. Juli 2008)

VSA (1990). Studie über Schlammsammler des Schweizerischen Städtverbandes. Verbandsbericht Nr. 425, 179. Mitgliederversammlung vom 22. Juni 1990 in Zürich.

VSS Norm SN 640 347 „Belastung von Strassenabwasser“

Wüest, A. (2006) Einschichtung und Ausbreitung von Schadstoffen in stehenden Gewässern, Risiko und Sicherheit, Nachdiplomkurs ETH, Eawag, Kastanienbaum.



## Anhang 1: Datengrundlage

In Tabelle 12 sind die verwendeten Daten sowie die Quellen zusammengefasst.

Daten	Quelle
<b>Wasserqualität im See</b>	
Messungen an den Trinkwasserfassungen Moos und Lengg	Wasserversorgung Zürich
Messungen an den übrigen Trinkwasserfassungen	Kantonales Labor Zürich
Messstellen der Wasserversorgung Zürich	Wasserversorgung Zürich
<b>Input</b>	
Daten Zuflüsse	AWEL
Daten ARAs (Jahresberichte)	AWEL
<b>GIS Daten</b>	
Gewässernetz	GIS Zentrum Kanton Zürich
Seen	GIS Zentrum Kanton Zürich
Strassennetz	GIS Zentrum Kanton Zürich, Stadt Zürich, ERZ, TAZ, Ernst Balser + Partner (2008)
DTV, Entwässerung auf Staatsstrassen	GIS Zentrum Kanton Zürich, Stadt Zürich, ERZ, TAZ, Ernst Balser + Partner (2008)
Leitungen, Schächte	GIS Zentrum Kanton Zürich
Autobahn (A3)	GIS Zentrum Kanton Zürich, AWEL
ARA Standorte, ARA Einleitstellen, Koordinaten, Tiefe	GIS Zentrum Kanton Zürich, AWEL
Trinkwasserfassungen, Koordinaten, Tiefe	GIS Zentrum Kanton Zürich, AWEL
Gemeindegrenzen	GIS Zentrum Kanton Zürich
Arealstatistik	GIS Zentrum Kanton Zürich
Einzugsgebiete	GIS Zentrum Kanton Zürich
Gewässerschutzkarte	GIS Zentrum Kanton Zürich
Höhenmodell	GIS Zentrum Kanton Zürich
Übersichtsplan	GIS Zentrum Kanton Zürich

**Tabelle 12: Datengrundlage.**



## Anhang 2: Berechnung der Massenflüsse

In Tabelle 13 sind die Datenquellen zur Berechnung der Massenflüsse beschrieben.

<b>Wasser</b>	
Zufluss aus Obersee	Daten Zuflüsse, Sydler und Partner (1992)
Bäche	Daten AWEL, Sydler und Partner (1992)
Deposition	Berechnet aus Niederschlagsdaten 2006
ARAs	Jahresberichte der ARAs
Regenüberläufe	10% von ARAs
<b>Phosphor/Phosphat</b>	
Zufluss aus Obersee	Konzentrationen: Messungen Wasserversorgung Zürich
Bäche	Konzentrationen aus Daten AWEL, Sydler und Partner (1992)
Deposition	Sydler und Partner (1992)
ARAs	Jahresberichte der ARAs, Sydler und Partner (1992)
Regenüberläufe	10% von ARAs
<b>Stickstoff</b>	
Zufluss aus Obersee	Gammeter et al. (1997)
Bäche	Gammeter et al. (1997)
Deposition	Gammeter et al. (1997)
ARAs	Gammeter et al. (1997)
Regenüberläufe	10% von ARAs
<b>Schwermetalle</b>	
Deposition	Depositionsraten aus Bafu (2007) und Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006a)
ARAs	Konzentration aus Goosse et al. (2006)
Regenüberläufe	10% von ARAs

**Tabelle 13: Datengrundlage für die Berechnung der Massenflüsse.**

Zur Berechnung der Schwermetalleinträge durch ARAs wurden folgende Konzentrationen im gereinigten Abwasser angenommen:

<b>Substanz</b>	<b>Einheit</b>	<b>Konzentration</b>	<b>Quelle</b>
Cd	mg/m <sup>3</sup>	0.3	Boller (1997) , Goosse et al. (2006)
Cr	mg/m <sup>3</sup>	20	Karvelas (2003), Goosse et al. (2006)
Cu	mg/m <sup>3</sup>	25	Boller (1997), Goosse et al. (2006)
Pb	mg/m <sup>3</sup>	18	Boller (1997), Goosse et al. (2006)
Zn	mg/m <sup>3</sup>	133	Boller (1997), Goosse et al. (2006)

**Tabelle 14: Schwermetallkonzentrationen im gereinigten Abwasser.**



Zur Berechnung der Schwermetalleinträge durch Deposition wurden folgende Depositionsraten angenommen:

<b>Substanz</b>	<b>Einheit</b>	<b>Wert</b>	<b>Ort</b>	<b>Quelle</b>
Cd	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$	0.08	vorstädtisch	Bafu (2007)
Cu	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$	10	Burgdorf	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006a)
Pb	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$	6	vorstädtisch	Bafu (2007)
Zn	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$	23	vorstädtisch	Bafu (2007)

**Tabelle 15: Depositionsraten.**

## Anhang 3: Abschätzung der Emissionen und Immissionen

### Berechnung der Emissionen

Die Abschätzung der Emissionen von den Strassen erfolgte gemäss folgender Gleichung:

$$F = C_{Abfluss} \cdot \frac{Fz}{Fz_{C,Abfluss}} \cdot (f_{Abfluss} + f_{Sp}) \cdot A \cdot f_A \cdot N$$

Die verwendeten Parameter sind in Tabelle 16 beschrieben.

Parameter	Beschreibung	Wert
F	Fracht [g/a]	
$C_{Abfluss}$	Konzentration im Strassenabfluss bei 8500 Fahrzeug pro Spur [ $g/m^3$ ]	Werte aus Tabelle 17
Fz	Anzahl Fahrzeuge pro Spur [Fz/d]	Berechnung aus DTV
$Fz_{C,Abfluss}$	Anzahl Fahrzeuge pro Spur bei $C_{Abfluss}$ [Fz/d]	8500
$f_{Abfluss}$	Direktabfluss (gemäss Eawag, BFH HTI/HSB und GSA, 2006a) [-]	0.36
$f_{Sp}$	Spritzwasserabfluss (gemäss Eawag, BFH HTI/HSB und GSA, 2006a) [-]	0.3 für Kantonsstrasse, 0.45 für Autobahn
A	Strassenfläche [ $m^2$ ]	Strassenlänge * Strassenbreite
$f_A$	mittlerer Abflussbeiwert [-]	0.8
N	Jährlicher Niederschlag [m/a]	1000 mm/a

**Tabelle 16: Parameter zur Berechnung der Fracht.**

In Tabelle 17 sind die für die Berechnung verwendeten Abflusskonzentrationen ( $C_{\text{Abfluss}}$ ) zusammengefasst.

Substanz	Einheit	Konzentration	Quelle
Cd	µg/l	0.64	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006a) S. 16
Cr	µg/l	16	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006a) S. 16
Cu	µg/l	63	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006a) S. 16
Pb	µg/l	25	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006a) S. 16
Zn	µg/l	416	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006a) S. 16
GUS	mg/l	142	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006b) S. 42
P	mg/l	0.3	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006b) S. 42
N	mg/l	2.3	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006b) S. 42
PAK	µg/l	1.37	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006b) S. 29
MTBE	µg/l	0.21	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006b) S. 29
KW	mg/l	1.46	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006b) S. 29
DOC	mg/l	13.3	Eawag, BFH HTI/HSB und GSA (2006b) S. 29

**Tabelle 17: Abflusskonzentrationen im Strassenabwasser bei 8500 Fahrzeugen pro Spur pro Tag.**

### Berechnung der Immissionen

Um die Immissionen in den See abzuschätzen wurden Annahmen zum Schadstoffrückhalt in Schlammfassern, Bächen, Weihern und ARAs getroffen.

Eintragungspfad	Wirkungsgrad	Substanz	Quelle
Schlammfassern	0.08	Alle Substanzen	Annahme
Bäche	0.1	Alle Substanzen	Annahme
Weihern	0.5-0.75	Alle Substanzen	Annahme
ARAs	0.95	GUS, KW, P	
	0.6	Cd, Cr	Boller u. Häfliger 1996
	0.75	Cu	Boller u. Häfliger 1996
	0.8	Pb	Boller u. Häfliger 1996
	0.7	Zn	Boller u. Häfliger 1996
	0.7	PAK	
	0.4	MTBE	van Beelen 2007
	0.4	N	

**Tabelle 18: Annahmen zum Schadstoffrückhalt bei den verschiedenen Eintragungspfaden.**

## Anhang 4: Modell Sediment

### Modellbeschreibung

Mit dem Modell zur Abschätzung der Sedimentbelastung wird die Konzentrationserhöhung, die im Sediment durch die Einleitung von Strassenabwasser entsteht berechnet.

Dazu werden die folgenden Transportprozesse berücksichtigt:

- horizontale, turbulente Diffusion
- Sedimentation

Zur Berechnung der Stoffausbreitung an der Einleitstelle wurde eine vereinfachte Geometrie angenommen: die Uferlinie ist gerade und der Seegrund verläuft horizontal.

Folgende Gleichung beschreibt die Ausbreitung durch turbulente Diffusion in x und y Richtung und durch Advektion in x und z Richtung.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v_{\text{sed}} \frac{\partial C}{\partial z} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} = K_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2}$$

Die folgenden Gleichungen zeigen die analytische Lösung mit Masse m für die Ausbreitung nur in eine Richtung (Eintrag am Ufer,  $y \geq 0$ ).

Beginn: Zeitpunkt  $t_0$ , an der Stelle  $x_0, y_0$ . Standardabweichung am Anfang.  $\sigma_{x,0}$  und  $\sigma_{y,0}$ .

$$C(x, y, z, t) = \frac{2m}{2\pi} \frac{1}{\sigma_x(t)\sigma_y(t)} \exp\left(-\frac{(x-x_0-v_x(t-t_0))^2}{2\sigma_x(t)^2} - \frac{(y-y_0)^2}{2\sigma_y(t)^2}\right) \delta(z-z_0-v_{\text{sed}}(t-t_0))$$

$$\sigma_x(t) = \sqrt{\sigma_{x,0}^2 + 2K_x(t-t_0)}$$

$$\sigma_y(t) = \sqrt{\sigma_{y,0}^2 + 2K_y(t-t_0)}$$

C: Konzentration

t: Zeit

x,y: Horizontale Distanz

z: Vertikale Distanz

m: Masse

$K_x, K_y$ : Diffusionskoeffizient horizontale turbulente Diffusion

$v_{\text{sed}}$ : Sedimentationsgeschwindigkeit

$v_x$ : Strömungsgeschwindigkeit in x-Richtung



### Annahmen

In Tabelle 19 und Tabelle 20 sind die für das Sedimentmodell verwendeten Parameter zusammengefasst.

Die Sedimentationsgeschwindigkeit ergibt sich aus der Korngrösse und Dichte der Partikel. Um die Partikelgrössenverteilung der Schwermetalle im Strassenabwasser zu beschreiben, wurden 4 Partikelgrössenklassen gebildet. Diesen Klassen wurden jeweils die mittlere Partikelgrösse und der Anteil der Schadstoffe, die an dieser Klasse gebunden ist zugeordnet. Messungen hierzu liegen für Zink, Kupfer, Cadmium und Blei vor. Die Sedimentationsgeschwindigkeit kann schliesslich aus der Partikelgrösse und Dichte der Partikel berechnet werden.

Klasse	Partikelgrösse	Anteil Zn	Sedimentationsgeschwindigkeit
	[ $\mu\text{m}$ ]	[%]	[m/d]
1	gelöst	30	0
2	< 2	20	0.024
3	2 bis 10	20	0.5
4	10-50	15	5
5	> 50	15	70

**Tabelle 19: Partikelgrössenverteilung und Sedimentationsgeschwindigkeiten.**

Mit dem beschriebenen Sedimentationsmodell kann die Schadstoffbelastung pro Fläche innerhalb einer bestimmten Zeit abgeschätzt werden. Um die Konzentration im Sediment zu berechnen muss diese Belastung mit der Sedimentneubildung in der gleichen Zeitspanne verglichen werden.

Parameter	Einheit	Wert	Beschreibung
$K_x, K_y$	$\text{m}^2/\text{d}$	5000	Diffusionskoeffizient horizontale turbulente Diffusion
$z$	m	1	Vertikale Distanz
$f_{\text{sed}}$	$\text{kgTS}/\text{m}^2/\text{a}$	0.34	Sedimentationsflux
$m_{\text{zn}}$	$\text{kg}/\text{a}$	0.23	Zink Fracht pro Jahr

**Tabelle 20: Parameter Modell Sediment.**

## Anhang 5: Modell Wasserqualität

### Modellbeschreibung

Das Modell der horizontalen Ausbreitung des Strassenabwassers im See berücksichtigt die horizontale, turbulente Diffusion innerhalb des vertikalen Einschichtungs Bereichs (Wüest, 2006).

Folgende Gleichung beschreibt die Ausbreitung durch turbulente Diffusion in x und y Richtung.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = K_{xy} \left( \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right)$$

Eine Lösung dieser Gleichung für die Masse m die über die Tiefe h verteilt ist und sich nur in eine Richtung ausbreitet (Eintrag am Ufer,  $y \geq 0$ ) ist in den folgenden Gleichungen dargestellt.

$$C(x, y, t) = \frac{2m}{h \cdot 2\pi \sigma_{xy}(t)^2} \exp\left(-\frac{(x-x_0)^2 + (y-y_0)^2}{2\sigma_{xy}(t)^2}\right)$$

$$\sigma_{xy}(t) = \sqrt{2K_{xy}t}$$

C: Konzentration

t: Zeit

x,y: Horizontale Distanz

m: Masse

$K_{xy}$ : Diffusionskoeffizient horizontale turbulente Diffusion

h: Vertikaler Bereich in dem sich das Abwasser einschichtet

Typische Werte für turbulente Diffusionskoeffizienten in Seen sind in der Literatur zu finden (Peeters et al., 1996). Für den Uferbereich werden kleinere Werte angenommen.

Es wird davon ausgegangen, dass das gesamte Wasser eines Regenereignisses als Pulsbelastung in den See gelangt.

### Parameter

In Tabelle 21 sind die für die Berechnung verwendeten Parameter dargestellt.

Parameter	Einheit	Wert	Beschreibung
$K_{xy}$	$m^2/d$	5000	Diffusionskoeffizient horizontale turbulente Diffusion
h	m	1	Höhe
$C_{in,zn}$	$\mu g/l$	400	Input Konzentration Zink
$V_{in}$	$m^3$	20	Input Volumen Wasser

**Tabelle 21: Parameter Modell Wasserqualität.**



## Anhang 6: Verdünnungsfaktoren

Mit dem Modell Einsee (Heinz et al. 1992) kann die Ausbreitung von Abwasserfahnen in Seen in der Nähe von Einleitstellen berechnet werden. Einsee wurde verwendet, um die Einschichttiefe und die Verdünnung des Strassenabwassers zu berechnen.

Mit Einsee wurden die Verdünnungsfaktoren für verschiedene Szenarien für die Direkteinleitung, die Einleitung über Bäche und die Einleitung über ARAs berechnet.

In Tabelle 22 sind die Ergebnisse zusammengefasst.

Einleitungsart	Parameter	Einheit	Wert	Verdünnungsfaktor in 30 m Tiefe
Einleitung über ARA	Abfluss	m <sup>3</sup> /s	0.05-1	10-70
	Tiefe Einleitung	m	5-8	
Einleitung über Bach	Abfluss	m <sup>3</sup> /s	0.01-1	7-50
	Tiefe Einleitung	m	0	

**Tabelle 22: Ergebnisse der Berechnungen mit Einsee für verschiedene Szenarien.**

Tabelle 23 zeigt die Verdünnungsfaktoren für die verschiedenen Einleitszenarien für Störfälle und Havarien.

Transportweg	Verdünnungsfaktor im Worst-Case	Gesamt- Verdünnungsfaktor im Worst-Case
Einleitung über ARA/Entlastung:		Ca. 5'000
Verdünnung in der Kanalisation/ARA	50	
Verdünnung bei der Einschichtung	10	
Verdünnung beim Transport zur Trinkwasserfassung	10	
Einleitung über Bäche:		Ca. 10'000
Verdünnung im Bach	100	
Verdünnung bei der Einschichtung	10	
Verdünnung beim Transport zur Trinkwasserfassung	10	

**Tabelle 23: Abschätzung der minimale Verdünnungsfaktoren vom Ort des Schadens bis zur Trinkwasserfassung bei unterschiedlicher Einleitung von Schadstoffen in den See.**



## Anhang 7: Messungen Sediment

### Stellen Probenahme mit Koordinaten (Meter):

A: Uerikon (700781 / 232374)

B: Herrliberg 1 (687838 / 238562)

C: Herrliberg 2 (687766 / 238680)

D: Wädenswil (692512 / 232684)

### Probenaufbereitung:

Es wurde die Fraktion < 2 mm analysiert.

### Analytik:

Schwermetalle: XFR

PAK, Benzo(a)pyren: DC

Die Ergebnisse der Sedimentproben sind in Tabelle 24 dargestellt.

Stelle	Datum Probenahme	Abstand m	Kupfer (ges) mg/kg TS Cu	Zink (ges) mg/kg TS Zn	Blei (ges) mg/kg TS Pb	Summe PAK mg/kg TS	Benzo(a)pyren mg/kg TS
A	02.07.2008	0	8.9	58.9	14.3	0.75	0.06
B	02.07.2008	0	77*	240*	43*	6.04	0.57
C	02.07.2008	0	NA	222	81	10.3	0.76
C	02.07.2008	3	<5.0	28.8	<10	0.53	0.08
C	02.07.2008	5	<5.0	35.8	83.6	0.76	0.08
D	24.07.2008	0	55.6	336	47.8	13.7	1.34
D	24.07.2008	0	45.8	296	46.1	26.6	2.65
D	24.07.2008	1.2	11.7	147	20.9	3.4	0.36
D	24.07.2008	2.9	11.2	119	20.4	3.29	0.35
D	24.07.2008	4.1	9.4	124	31.6	3.32	0.3

**Tabelle 24: Messwerte der Sedimentproben (\* semiquantitativ).**