



***Verfahren zur Ermittlung des potenziell natürlichen Uferraums stehender Gewässer***

*Datenerhebung, statistische Auswertung, Modellbildung*

Im Auftrag der Bundesamtes für Umwelt, September 2015

b

### **Autoren**

Markus Haberthür, Ambio GmbH  
Marianne Gmünder, Magma AG  
Valentin Müller, Magma AG

### **Begleitung**

Susanne Haertel-Borer, BAFU  
Urs Helg, BAFU  
Stefan Lussi, BAFU

### **Titelbild**

Luftbild mit kartiertem Uferraum des Mauensees, Kanton Luzern

### **Auftraggeber**

Bundesamt für Umwelt, Abteilung Wasser, Sektion Revitalisierung und Gewässerbewirtschaftung

Hinweis Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

### **Kontakte**

Ambio GmbH  
Wildbachstrasse 46  
CH-8008 Zürich  
Telefon: ++41 44 383 70 71  
Fax: ++41 44 383 49 05  
[ambio@bluewin.ch](mailto:ambio@bluewin.ch)  
[www.ambio.ch](http://www.ambio.ch)

magma AG  
Spitalstrasse 27  
CH-8200 Schaffhausen  
Telefon: ++41 52 630 06 60  
Fax: ++41 52 630 06 60  
[info@magma-ag.ch](mailto:info@magma-ag.ch)  
[www.magma-ag.ch](http://www.magma-ag.ch)

ZUSAMMENFASSUNG	1
RESUMÉ	3
SUMMARY	5
1 AUSGANGSLAGE	7
2 ERMITTLUNG DES POTENZIELL NATÜRLICHEN UFERRAUMES (PNU)	8
2.1 Vorgehensweise, Definitionen, Randbedingungen	8
2.1.1 Auswahl der Untersuchungsobjekte	8
2.1.2 Kartierung des Uferraums	9
2.1.3 Generierung von numerischen Uferdaten	10
2.1.4 Plausibilisierung der Datensätze	10
2.1.5 Untersuchung der faktoriellen Zusammenhänge	10
2.1.6 Entwicklung eines Wirkungsmodells	10
2.1.7 Verifizierung und Eichung des Modells an einzelnen Gewässern	11
2.2 Potenzielle Einflussfaktoren der Uferbildung	11
2.2.1 Uferneigung	11
2.2.2 Pegeldynamik	11
2.2.3 Hydraulische Bodeneigenschaften	12
2.2.4 Vegetationseigenschaften	14
2.2.5 Theoretische Obergrenze des hydrologischen Wirkungsbereichs	16
2.3 Methoden	16
2.3.1 Übersicht der genutzten Datenquellen	16
2.3.2 Kartierung der Ufer- und Zonenbreiten	17
2.3.3 Auslegung von Ufertranssekten	25
2.3.4 Kombination der Transsekten mit dem Höhenmodell	27
2.3.5 Generierung der Datensätze	27
2.3.6 Plausibilitätsprüfung der Datensätze, Basisdatensatz	28
2.3.7 Statistische Auswertungsverfahren	28
2.4 Ergebnisse	28
2.4.1 Übersicht der untersuchten Parameter	28
2.4.2 Werte-Verteilung der einzelnen Parameter	30
2.5 Abhängigkeiten zwischen den Parametern	33
2.5.1 Seegrösse und Transsektlänge	33
2.5.2 Ufersteigung und Transsektlänge	33
2.5.3 Höhendifferenzen und Transsektlänge	35
2.5.4 Feld-/Waldgrenzen und Höhendifferenz	35
2.5.5 Pegelschwankung und Höhendifferenz der Transsekten	38
2.5.6 Schlussfolgerungen der Faktorenanalyse	39
2.6 Ableitung eines Wirkungsmodells	39
2.6.1 Aufbau des Wirkungsmodells	39
2.6.2 Diskussion der Parameter und Variablen	40
2.6.3 Sensitivität der Parameter	41
2.6.4 Prüfung der Funktionalität des Modells an 21 Seen	42
2.6.5 Eichung des Parameters Wirkungshöhe	44
2.7 Verifizierung des Wirkungsmodells	46
2.7.1 Vergleich der berechneten mit den kartierten Transsektlängen	46
2.7.2 Vergleich der modellierten mit den kartierten Uferflächen	46

2.8	Generelles Anwendungsverfahren	48
2.8.1	Massgebende der Pegelschwankungen bei grossen Seen	48
2.8.2	Schätzwert für $(P_1 - P_m)$ bei kleinen Seen ohne Pegeldaten	48
2.8.3	Anwendung mit GIS	50
2.8.4	Anwendung punktuell	50
3	VORGEHENSWEISE ZUR ERMITTLUNG DES PNU	51
3.1	Auswahl der Gewässer	51
3.2	Ermittlung des PNU	53
3.2.1	Ermittlung der Pegelstandsstatistiken	53
3.2.2	Selektion des Intervalls $\Delta h$ im Höhenmodell	54
3.3	Geodaten und andere Grundlagen	55
3.3.1	Bundesdaten	55
3.3.2	Kantonale Daten	56
	LITERATUR	58
	ABKÜRZUNGEN	59
	ANHÄNGE	60
	VERZEICHNISSE	67

# Zusammenfassung

Mit Änderung der Gewässerschutzgesetzgebung im Jahre 2011 sind die Kantone verpflichtet, den Raumbedarf der oberirdischen Gewässer festzulegen (Artikel 36a GSchG). Bei stehenden Gewässern muss gemäss Artikel 41b Abs. 1 GSchV die Breite des Gewässerraums, gemessen ab der Uferlinie, mindestens 15 m betragen. Er muss erhöht werden, soweit dies zur Gewährleistung des Hochwasserschutzes, des für eine Revitalisierung notwendigen Raums, aus überwiegenden Interessen des Natur- und Landschaftsschutzes (z.B. Schutz der Ufervegetation) oder für die Gewässernutzung erforderlich ist (Art. 41b Abs. 2 GSchV). Bisher existieren jedoch wenig fachliche Grundlagen, auf die bei der Festlegung eines erhöhten Gewässerraums bei stehenden Gewässern zurückgegriffen werden kann.

Ziel dieser Studie war daher, die Faktoren des natürlichen Uferbildungsprozesses zu bestimmen und eine allgemein gültige Formel abzuleiten, aus welcher der potenziell natürliche Uferraum (PNU) bestimmt werden kann. Dieser kann als eine Grundlage zur Auscheidung des Gewässerraums nach Artikel 41b, Absatz 2 herangezogen werden.

Als Ergebnis einer Literaturrecherche wurden die Uferneigung, die Pegeldynamik, die Wasserleitfähigkeit des Bodens sowie die Tiefe des Wurzelraumes der Feuchte zeigenden Vegetation als Schlüsselfaktoren der Uferbildung identifiziert.

Für die Studie wurden schweizweit 68 Uferabschnitte mit natürlichen oder naturnahen Uferzonen an 55 Gewässern ausgewählt, welche bezüglich Grösse, biogeografische Region, Geländeneigung und Wasserspiegelschwankungen eine grosse Variationsbreite aufweisen. An diesen Gewässern wurde in verschiedenen Schritten die Ausdehnung der natürlichen Ufervegetation kartiert. Datengrundlage hierfür bildeten Ortho-Luftbilder der Swisstopo. Ergänzend wurden vorhandene Vegetationskarten und Grundwasserkarten beigezogen. Die erhobenen Daten verifiziert man stichprobenmässig und bei Unsicherheiten in der Luftbildinterpretation im Feld anhand von Zeigerpflanzen und Bodenparametern. Für die Auswertung der flächig erhobenen Uferzonen wurden anschliessend mittels GIS in regelmässigen Abständen orthogonal zur Uferlinie Transsekten gelegt. Anhand des digitalen Höhenmodells DTM-AV konnte die Länge wie auch die durchschnittliche Neigung des Ufers bestimmt werden. Nach einer weiteren Plausibilitätsprüfung der Daten wurden 2'699 Transsekt Datensätze von 53 Gewässern für die Auswertung verwendet.

Der Median der Transsektlänge liegt bei 26 m (25%-Quartil 8 m, 75%-Quartil 104 m) und der Median der Höhendifferenz zwischen gewässer- und landseitigem Ufer bei 1.64 m (25%-Quartil 1.09 m, 75%-Quartil 2.29 m). Nach Prüfung der Werteverteilung der Transsekt Datensätze wurden alle Datensätze mit Höhendifferenzen  $\leq 1.0$  m ausgeschlossen, da sie innerhalb der Ungenauigkeit des Höhenmodells  $\pm 0.5$  m liegen. Die weiteren Auswertungen erfolgten anhand verbleibender 2'115 Transsekten. Die an 21 Gewässern langjährig überwachten Pegelstände, weisen maximale Wasserpegelschwankungen ( $P_{HHW} - P_{NNW}$ ) zwischen 1.13 m und 4.24 m und einen Median von 1.84 m auf. Die jährlich wiederkehrenden Pegeldifferenzen  $P_1 - P_m$  liegen zwischen 0.35 m und 2.07 m, bei einem Median von 0.67 m.

Die erhobenen Parameter Seegrösse, Transsektlänge, Höhendifferenz der Transsektenden, Vegetationsdecke (Feld, Wald) und Wasserspiegelschwankung wurden auf bestehende Zusammenhänge untersucht. Keine Korrelation besteht zwischen Seegrösse und Uferbreite sowie Höhendifferenz und Uferbreite. Hingegen besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen Ufersteigung und Uferbreite. Daraus konnte geschlossen werden, dass ein oder mehrere Faktoren, deren Wirkung in der Höhe eng begrenzt ist (z.B. Pegelschwankung, Tiefe des Wurzelraums), bei der natürlichen Uferbildung eine Rolle spielen. Es zeigte sich,

dass die landseitigen Transsektenden bei Waldvegetation rund 0.4 m höher liegen als bei Wiesenvegetation. Zwischen drei gewässerspezifisch untersuchten Parametern der Pegelschwankung und der mittleren Höhendifferenz der Transsekten besteht kein signifikanter Zusammenhang. Allerdings schneiden alle drei Regressionsgeraden die Ordinatenachse bei einer mittleren Transsektthöhe von rund 1.5 m.

Aus diesen Erkenntnissen wurde ein generelles Wirkungsmodell zur Bestimmung des potentiell natürlichen Uferraums abgeleitet, das einen mathematischen Zusammenhang zwischen Ufersteigung und Uferbreite sowie einer spezifischen Wirkungshöhe  $\Delta h$  des Seewassers beschreibt. Die Wirkungshöhe wird einerseits durch den Teil des Uferbereichs bestimmt, der vom Pegelschwankungsbereich  $\Delta P$  überstrichen wird und andererseits durch den anschliessenden Uferbereich, dessen Wurzelraum vom landseitig korrespondierenden Grundwasserspiegel noch hydrologisch beeinflusst wird. Die Prüfung des Modells und die Eichung der Wirkungshöhe erfolgte an 15 Gewässern, von denen gesicherte Pegeldata zur Verfügung standen.

Die Studie liefert als Endprodukt eine Formel, mit welcher bei bekanntem  $\Delta h$  und den Wiesen- und Waldflächen die potenziell natürliche Uferbreite im digitalen Höhenmodell bestimmt werden kann. Ein genereller Vorgehensvorschlag bei Gewässern mit erweitertem Gewässerraum sowie die einzelnen Arbeitsschritte bei einer Anwendung der Formel mittels GIS werden am Schluss ausführlich beschrieben.

## Resumé

Avec la modification de la législation sur la protection des eaux en 2011, les cantons doivent fixer l'espace réservé aux eaux (article 36a LEaux). Pour les espaces réservés aux étendues d'eau, l'article 41 b al. 1 OEaux fixe à un minimum de 15 m la largeur à partir de la rive. Cet espace doit être augmenté si c'est nécessaire pour garantir la protection contre les crues ou l'espace requis pour une revitalisation, la préservation d'intérêts prépondérants de la protection de la nature et du paysage (notamment protection de la végétation des rives) ou pour l'utilisation des eaux (art. 41 b al. 2 OEaux). Cependant, il n'existe jusqu'ici que peu de bases objectives permettant de déterminer l'espace à affecter à un plan d'eau en période de hautes eaux.

L'objectif de cette étude consistait donc à déterminer les facteurs du processus naturel de formation des rives, et d'en déduire une formule applicable en général pour établir l'espace riverain naturel potentiel (ERNP). Il peut être utilisé comme base de décision de l'espace réservé aux étendues d'eau selon l'article 41 b, alinéa 2.

Après une recherche dans la littérature, l'inclinaison des berges, la dynamique du niveau de l'eau, la perméabilité du sol ainsi que la profondeur des racines de la végétation indicatrice d'humidité ont été identifiées comme des facteurs clés de la formation des berges.

Pour cette étude, 68 sections de berges situées dans toute la Suisse et présentant des zones naturelles ou presque naturelles le long de 55 étendues d'eau ont été choisies pour leur grande variété en termes de taille, régions biogéographiques, inclinaison du terrain et variations du niveau de l'eau. Sur ces cours d'eau, l'extension de la végétation riveraine naturelle a été cartographiée en plusieurs étapes, sur la base des orthophotographies aériennes de Swisstopo, complétées par des cartes de végétation existantes et des cartes de la nappe phréatique. Les données collectées ont été vérifiées par échantillonnage, et en cas d'incertitude d'interprétation des photographies aériennes, sur le terrain grâce aux plantes indicatrices et aux paramètres du sol. Pour l'évaluation des zones riveraines étudiées en surface, des transects ont été placés à des écartements réguliers perpendiculairement à la rive grâce au SIG. Le modèle numérique de hauteur DTM-AV a permis de déterminer la longueur ainsi que la pente moyenne de la berge. Après un nouvel examen de la plausibilité des données, 2699 jeux de données pour les transects de 53 cours d'eau ont été utilisés pour le dépouillement.

La médiane des longueurs de transects s'élève à 26 m (quartile 25 % 8 m, quartile 75 % 104 m) et la médiane de la dénivelée entre la berge au niveau de l'eau et la berge côté terre de 1,64 m (quartile 25 % 1,09 m, quartile 75 % 2,29 m). Après examen de la répartition des valeurs des jeux de données des transects, tous ceux dont la dénivelée était inférieure ou égale à 1,0 m ont été exclus, car ils se trouvent dans la plage d'incertitude de  $\pm 0,5$  m du modèle de hauteur. Le traitement ultérieur a été effectué sur les 2115 transects restants. Les 21 cours d'eau surveillés tout au long de l'année présentent des variations maximales de niveau ( $P_{HHW}-P_{NNW}$ ) comprises entre 1,13 m et 4,24 m, et une médiane de 1,84 m. Les fluctuations annuelles  $P_1-P_m$  se situent entre 0,35 m et 2,07 m, pour une médiane de 0,67 m.

Les corrélations existantes entre les paramètres collectés (taille du plan d'eau, longueur du transect, dénivelée des extrémités de transect, couverture végétale (prairie, forêt) et les variations de niveau d'eau ont été étudiées. Il n'existe aucune corrélation entre la taille du plan d'eau et la largeur des berges, ou encore entre la dénivelée et la largeur des berges. Par contre, il existe une relation significative entre l'inclinaison des berges et leur largeur. On peut donc en conclure qu'un ou plusieurs facteurs dont l'influence est fortement limi-

tée en hauteur (notamment variations de niveau, profondeur des racines) jouent un rôle pour la formation des berges naturelles. On a constaté que les extrémités de transects côté terre se situent environ 0,4 m plus haut pour une forêt que pour une prairie. Il n'y a pas de relation significative entre les trois paramètres spécifiques des cours d'eau concernant les variations de niveau et les dénivelées moyennes des transects. Cependant, les trois droites de régression coupent l'axe d'ordonnée une hauteur moyenne de transect d'environ 1,5 m.

Un modèle général d'impact pour la détermination de la zone riveraine potentielle naturelle a été construit à partir de ces résultats pour décrire la relation mathématique entre l'inclinaison et la largeur des berges, ainsi qu'une hauteur d'impact spécifique  $\Delta h$  de l'eau des plans d'eau. Cette hauteur d'impact se détermine d'une part par la portion de la zone riveraine concernée par la variation des niveaux d'eau  $\Delta P$ , et d'autre part par la zone riveraine adjacente dont la profondeur racinaire est encore influencée hydrologiquement par le niveau de nappe phréatique correspondant côté terre. Les essais du modèle et l'étalonnage de la hauteur d'impact ont été effectués sur 15 cours d'eau, dont des données validées de niveau étaient disponibles.

Le produit final de l'étude est une formule permettant de déterminer la largeur potentielle naturelle des berges dans le modèle de hauteur numérique lorsqu'on connaît  $\Delta h$  et la couverture végétale (forêts ou prairies). Pour terminer, une proposition d'approche générale pour les cours d'eau à zone d'influence étendue, ainsi que les différentes étapes d'utilisation de la formule en s'appuyant sur le SIG sont décrites en détail.

## Summary

Under the amended Swiss water protection legislation from 2011, the cantons are obliged to stipulate the spatial requirements for surface waters (Article 36a of the Waters Protection Act (WPA)). In the case of standing waters, pursuant to Article 41b(1) of the Waters Protection Ordinance (WPO), the width of the space provided for waters must amount to at least 15 m measured from the shore line. This width must be increased where this is required to guarantee protection against flooding, the space required for rehabilitation, the overriding interests of nature and landscape conservation (e.g. conservation of the vegetation on the banks) and the use of the waters (Art. 41b(2) WPO). However, to date there are scant specialist bases that can be used as a reference for defining the size of an increased space for waters in the case of standing waters.

Hence, the purpose of this study was to identify the factors involved in the natural bank formation process and derive from this a universal formula that can be used to decide on the potential natural bank space, which can then be drawn on as a basis for determining the space provided for waters pursuant to Article 41b(2).

As a result of a review of the literature, the bank inclination, the level dynamics, the soil water conductivity and the depth of the root zone of damp vegetation were identified as key factors for bank formation.

For this study, 68 sections of bank with natural/near-natural bank zones were selected at 55 water bodies of substantially varying size, biogeographic region, fall of ground and water-level fluctuations, spread across Switzerland. The extent of the natural vegetation on the banks of these water bodies was mapped in various stages. The data base was formed by orthophotographs from the Swiss Federal Office of Topography (swisstopo), and this was supplemented by available vegetation maps and groundwater maps. The recorded data were spot-checked and in case of doubt in interpreting the aerial photographs, then also verified in the field by examining indicator plants and soil parameters. Subsequently, to properly evaluate the two-dimensionally recorded bank areas, GIS was used to make evenly-spaced transects at right angles to the shore line. Drawing on a digital height model, the DTM-AV cadastral surveying digital terrain model, the length and the average inclination of the bank was determined. Following another data plausibility test, 2,699 transect data sets from 53 water bodies were used for the analysis.

The median transect length was 26 m (25% quartile: 8 m; 75% quartile: 104 m), and the median height difference between the land and water sides of the individual banks 1.64 m (25% quartile: 1.09 m; 75% quartile: 2.29 m). After examining the distribution of the values in the transect data sets, all the data sets with height differences of  $\leq 1.0$  m were excluded, as they were within the margin of error of the height model ( $\pm 0.5$  m). The rest of the analyses were performed using the remaining 2,115 transects. The water levels that have been monitored for many years at 21 water bodies have maximum fluctuations ( $L_{HHW} - L_{LLW}$ ) of between 1.13 m und 4.24 m and a median of 1.84 m. The annually recurring level differences  $L_1 - L_m$  lie between 0.35 m and 2.07 m, with a median of 0.67 m.

Existing connections between the collected parameters (lake size, transect length, height difference between transect ends, vegetation cover (field, forest) and the water-level fluctuation were investigated. No correlation exists between lake size and bank width or between height difference and bank width. By contrast, there is a significant connection between bank slope and bank width. It could be concluded from this that one or more factors, whose impact is very limited in extent (e.g. level fluctuation, depth of root zone), play a role in natural bank formation. It was found that the landside transect ends are around

0.4 m higher with forest vegetation than with grassland vegetation. There is no significant connection between three investigated water-specific parameters of level fluctuation and the average height difference of the transects. However, all three regression lines bisect the y-axis at an average transect height of around 1.5 m.

Based on these findings, a general impact model was derived for determining the potential natural bank area, which describes a mathematical connection between bank slope and bank width as well as a specific impact height  $\Delta h$  of the lake water. The impact height is determined on the one hand by the section of bank area covered by the level fluctuation area  $\Delta L$  and on the other hand by the adjoining bank area, whose root zone is still influenced hydrologically by the corresponding groundwater level on the landside. The model was tested and the impact height calibrated at 15 bodies of water, for which validated level data were available.

The end product delivered by the study is a formula by which, where  $\Delta h$  and the grassland and forest areas are known, the potential natural bank width can be determined in the digital height model. To conclude, a general proposal on how to proceed with bodies of water with extended space provided for waters and the individual work steps involved in applying the formula using GIS are described in detail.

# 1 Ausgangslage

Seit der Änderung der Gewässerschutzgesetzgebung im Jahre 2011 sind die Kantone verpflichtet, den Raumbedarf der oberirdischen Gewässer festzulegen, der für die Gewährleistung der natürlichen Funktionen der Gewässer, des Hochwasserschutzes und der Gewässernutzung, erforderlich ist (Artikel 36a GSchG). Artikel 41a und 41b GSchV präzisieren die minimale Breite des Gewässerraums, die nicht unterschritten werden darf; zur Gewährleistung gewisser Ziele müssen die Kantone die Breite des Gewässerraumes erhöhen. Bei Fließgewässern existieren hierfür gute Grundlagen. Bei kleineren und mittleren Fließgewässern wird auf die Schlüsselkurve gemäss dem Leitbild Fließgewässer (BUWAL/BWG, 2003) bzw. der Wegleitung „Hochwasserschutz an Fließgewässern“ (BWG, 2001) zurückgegriffen. Bei grossen Fließgewässern kann Paccaud & Roulier (2013) zur Beurteilung des Raumbedarfs herangezogen werden.

Bei stehenden Gewässern entspricht der Gewässerraum dem Uferbereich entlang des Wasserkörpers. Er gewährleistet die natürlichen Funktionen des Gewässers, insbesondere die Entwicklung standorttypischer Lebensgemeinschaften, die Ausbildung einer naturnahen Strukturvielfalt in den aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräumen sowie deren Vernetzung. Zudem verringert ein ausreichender Abstand der Bodennutzung zum Gewässer den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen.

Uferbereiche tragen zur Erhaltung der Biodiversität bei. Die Strategie Biodiversität Schweiz des Bundes zeichnet den Weg dazu vor. Ein wichtiges Ziel der Strategie ist der Aufbau einer ökologischen Infrastruktur. Die korrekte Ausscheidung der Gewässerräume ist ein bedeutendes Element davon. Neben den Bedürfnissen, die sich für die Revitalisierung, aber auch für eine gute Vernetzung der Uferarten ergeben, sollen bei der Ausscheidung auch die heute noch natürlich oder naturnah erhalten gebliebenen Uferbereiche berücksichtigt werden. Diese Flächen weisen zu einem grossen Teil bereits einen mehr oder weniger starken Schutzstatus bezüglich Arten-, Biotop- oder Landschaftsschutz auf. Gemäss Artikel 41b Absatz 1 muss die Breite des Gewässerraums, gemessen ab der Uferlinie, mindestens 15 m betragen. Als Uferlinie gilt die Begrenzungslinie eines stehenden Gewässers, bei deren Bestimmung in der Regel auf einen regelmässig wiederkehrenden höchsten Wasserstand abgestellt wird. In Analogie zu Fließgewässern wird davon ausgegangen, dass der Gewässerraum ab einer Breite von 15 m als eigenständiger Lebensraum funktionieren kann (Erläuternder Bericht zur Änderung der GSchV vom 20.4.2011). Die Kantone erhöhen den Gewässerraum für stehende Gewässer, soweit dies zur Gewährleistung des Hochwasserschutzes, des für eine Revitalisierung notwendigen Raumbedarfs, überwiegender Interessen des Natur- und Landschaftsschutzes (z.B. Schutz der Ufervegetation) oder der Gewässernutzung erforderlich ist (Art. 41b Abs. 2 GSchV). Bisher existieren jedoch wenig fachliche Grundlagen, auf die bei der Festlegung eines erhöhten Gewässerraums zurückgegriffen werden kann.

In dieser Studie wurde die Ausdehnung des Uferraums bei naturnahen Ufern und Uferabschnitten stehender Gewässer von unterschiedlicher Grösse bestimmt. Weiter wurde ermittelt, welche Einflussfaktoren für die Breite des Uferraumes massgebend sind. Das resultierende Wirkungsmodell wurde in einer Uferfunktion zusammengefasst und kann herangezogen werden, um den sogenannten potenziellen natürlichen Uferraum für stehende Gewässer zu bestimmen. Auf diese Weise kann die natürliche Uferraumbreite auch von heute beeinträchtigten, stehenden Gewässern abgeschätzt werden. Dieses Ergebnis, der sogenannte „potenziell natürlich Uferraum PNU“, kann als Richtgrösse herangezogen werden, wenn der Gewässerraum gemäss GSchV, Artikel 41b aus Gründen überwiegender Interessen des Natur- und Landschaftsschutzes oder für eine Revitalisierung erhöht werden muss.

## 2 Ermittlung des potenziell natürlichen Uferraumes (PNU)

### 2.1 Vorgehensweise, Definitionen, Randbedingungen

Die Ermittlung einer Uferfunktion für stehende Gewässer orientiert sich an den natürlichen Uferbildungsprozessen. Die Regeln für die Ermittlung des PNU wurden daher an heute noch natürlichen bis naturnahen Uferräumen von stehenden Gewässern in der Schweiz abgeleitet.

Definiert wurde der Uferraum als diejenige Fläche im Übergangsbereich Wasser - Land, die im direkten hydrologischen Einflussbereich des stehenden Gewässers liegt. Der hydrologische Einflussbereich endet dort, wo das Bodenwasser oder Grundwasser noch von der Pegeldynamik des Sees beeinflusst und pflanzenwirksam ist. Diese Grenze zeigt sich in der Regel durch das Verschwinden von Feuchte zeigenden Pflanzen. Zum Litoral ist der Uferraum durch die Uferlinie bei Mittelwasserstand abzugrenzen. Zonen wie Schwimmblattfluren und Röhrichte mit permanent stehendem Wasser gehören nicht mehr zum Uferraum.

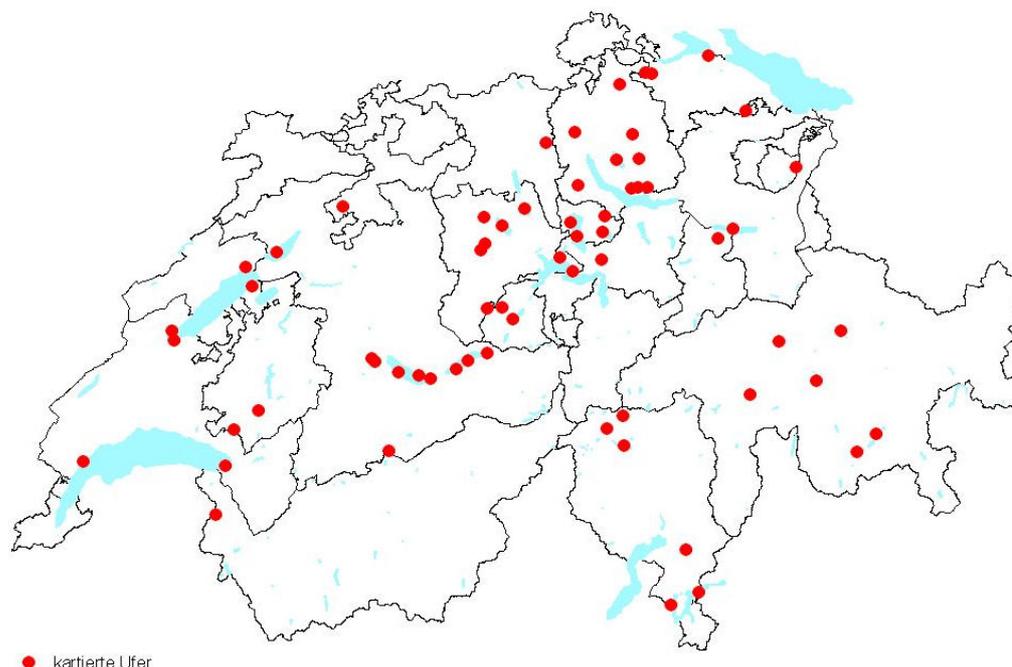
Bei der Auswahl der Untersuchungsobjekte (stehendes Gewässer oder insbesondere an grösseren Seen natürlicher/naturnaher Uferabschnitt) wurde darauf geachtet, dass sie bezüglich Grösse und biogeografischer Verteilung für die Schweiz repräsentativ ist. An den ausgewählten Gewässern und Gewässerabschnitten wurde der natürliche Uferraum, insbesondere die Uferbreite und Uferfläche, anhand typischer Merkmale kartiert. Als primäre Merkmale dienten die ufertypischen Vegetationsgesellschaften. Sekundär wurden aber auch Bodenmerkmale, Grundwasserverhältnisse, die einen direkten Zusammenhang mit dem stehenden Gewässer aufweisen, und topografische Gegebenheiten berücksichtigt. Die so ermittelte Ausdehnung des Uferraums (Breite und Fläche) wurde auf funktionelle Zusammenhänge mit ausgewählten potenziellen Einflussgrössen der Uferbildung untersucht.

Um zu prüfen, ob diese Vorgehensweise überhaupt zielführend ist, wurde zunächst eine Vorstudie an elf Gewässern durchgeführt. Nach grundsätzlich positiver Beurteilung des Vorgehens und unter Berücksichtigung methodischer Korrekturen folgte eine Hauptstudie mit 44 weiteren Gewässern. An den elf Gewässern der Vorstudie wurden die entsprechenden Korrekturen vorgenommen.

#### 2.1.1 Auswahl der Untersuchungsobjekte

Ein erstes Auswahlkriterium war die Natürlichkeit oder Naturnähe der Ufer. Die Uferäume wiesen an ihren gewässerseitigen Grenzen deutlich häufiger natürliche Übergänge auf als landseitig, wo die natürlichen Grenzen meistens durch landwirtschaftliche Nutzungen oder Siedlungsflächen überlagert wurden. Weitere Auswahlkriterien bildeten die Faktoren Geländeneigung, Wasserspiegelschwankungen und Gewässergrösse. Die Berücksichtigung der Faktoren Geländeneigung und Wasserspiegelschwankung beruhte auf der Hypothese, dass diese aufgrund der Definition des Uferbereichs (hydrologischer Einfluss) die bestimmenden Einflussfaktoren der Uferbreite darstellen. Insgesamt wurden 55 stehende Gewässer ausgewählt, welche über die ganze Schweiz verteilt sind (siehe Abb. 1) und bezüglich der postulierten Einflussfaktoren eine grosse Variationsbreite aufweisen. Die wichtigsten Charakteristiken der ausgewählten Gewässer werden in Anhang 1 aufgelistet. Die Wasserspiegel-Dynamik ist durch die Differenz des maximalen ( $P_1$ ) minus dem minimalen ( $P_{365}$ ) jährlich wiederkehrenden Pegelstand charakterisiert. Die Pegelaufzeichnungen (Tagesmittelwerte) erstrecken sich über Zeiträume zwischen 22 und 81 Jahre. Bezüglich der Höhenlage wurde eine Obergrenze von 2000 m ü. M. festgelegt.

**Abb. 1: Geografische Verteilung der Gewässer und natürlichen Uferbereiche, an denen die Basisdaten zur Ermittlung des potenziell natürlichen Uferraumes (PNU) erhoben wurden.**



**Tab. 1: Variationsbreite der Gewässerparameter Fläche, Wasserspiegeldynamik und Uferneigung unterteilt nach sechs Grössenklassen (genaue Angaben zu den einzelnen Gewässern sind im Anhang A-1 ersichtlich)**

Grössenklasse		Fläche [ha]	WSP-Dynamik <sup>1</sup>	Uferneigung
Grosse Seen >10'000 ha	maximal	54100	2.83	steil
	minimal	11400	1.49	flach
Mittlere Seen ≥1000–10'000 ha	maximal	4880	3.20	steil
	minimal	1440	1.05	flach
Kleine Seen ≥100 –1000 ha	maximal	764	1.57	flach
	minimal	310	1.09	variabel
Kleinseen ≥10–100 ha	maximal	55	1.07	flach
	minimal	13	0.79	variabel
Kleingewässer ≥1 – 10 ha	maximal	9	unbekannt	flach
	minimal	1	unbekannt	steil
Kleinstgewässer ≤ 1 ha	maximal	0.90	unbekannt	variabel
	minimal	0.04	unbekannt	variabel

## 2.1.2 Kartierung des Uferraums

An den ausgewählten Gewässern wurde der Uferraum anhand von Luftbildern und dem verfügbaren digitalen Höhenmodell kartiert. Als Kartierungsmerkmale dienen die Feuchtgebietsvegetation und, sofern diese nutzungsbedingt verändert war, sichtbare Vernässungen und oberflächliche Bodenmerkmale (Schwarzerde, Seekreide, etc). Eine vollständige Feldkartierung war aus zeitlichen und finanziellen Gründen nicht möglich. Allerdings wurden die so gezogenen Grenzen durch Stichproben im Feld und anhand von Spezialkarten (Vegetations-, Grundwasser- und Infrarotkarten) verifiziert. Bei der Kartierung war man an die jahreszeitlichen Bedingungen der Luftbildaufnahmen (Sommerhalbjahr) und der Feldbegehungen (Winterhalbjahr, zwischen 17.2. und 13.4.2011) gebunden. Insgesamt konnten fast alle Luftbildkartierungen durch Feldbegehungen und/oder anhand von Spezialkarten weiter verifiziert werden. Die Grenzziehungen und die nach der Prüfung erfolgten Korrekturschritte wurden direkt in das GIS übertragen. Die einzelnen Korrekturschritte wurden

in separaten Shapefiles dokumentiert. Die Kartierungsschritte sind in Kapitel 2.3.2 ausführlich beschrieben.

### **2.1.3 Generierung von numerischen Uferdaten**

Zur Prüfung kausaler Zusammenhänge zwischen der Uferbreite und den potenziellen Einflussfaktoren sowie der Ableitung von Modellen mussten aus den Kartengrundlagen zunächst numerische Datensätze generiert werden. Über die kartierten Uferäume wurden deshalb bei jedem Gewässer orthogonal zur Uferlinie und in gleichmässigen Abständen Transsekten gelegt. Von jedem Transsekt wurde die Länge zwischen der wasserseitigen Uferlinie und der landseitig kartierten Uferaumgrenze sowie aus dem Höhenmodell die Höhendifferenz zwischen diesen Punkten bestimmt. Innerhalb der Gesamtlänge unterschied man in der Vorstudie noch nach einzelnen Uferzonen (Schwimblattfluren, Röhrichte), in der Hauptstudie nur noch nach Feld- und Waldvegetation. Insgesamt entstanden so rund 2'800 einheitliche Transsektdatensätze. Die Methoden der Datenbildung sind in den Kapiteln 2.3.3 und 2.3.4 detailliert beschrieben.

Weitere gewässerspezifische Datensätze (Jährlichkeit der Pegelstände, Hochwasserstände) wurden aus den Jahrestabellen Pegelstandsdaten der Landeshydrologie und der kantonalen Messstellen abgeleitet.

### **2.1.4 Plausibilisierung der Datensätze**

Die Transsektdatensätze wurden zusätzlich einer Plausibilitätsprüfung unterzogen und nicht plausible Daten eliminiert. Grösstenteils waren dies Transsekte, bei denen das Höhenmodell zu ungenau war (z.B. Seeoberfläche nicht „flach“), die keine landseitige Steigung aufwiesen (0-0-Transsekten) oder die aus andern Gründen falsche Höhendifferenzen aufwiesen (siehe auch Kapitel 3.3.6).

### **2.1.5 Untersuchung der faktoriellen Zusammenhänge**

Zunächst wurden die potenziellen Zusammenhänge zwischen den hydrologischen, topografischen und botanischen Faktoren theoretisch und anhand der Literatur evaluiert. Dabei wurde das Gewicht auf flächendeckend vorhandene Parameter gelegt, um eine möglichst allgemeingültige und bei allen stehenden Gewässern anwendbare Uferfunktion entwickeln zu können. Die postulierten und evaluierten Zusammenhänge wurden anschliessend mit den Datensätzen der Transsekten und der Gewässer untersucht, geprüft und nach Möglichkeit quantifiziert. Im Vordergrund standen dabei die Parameter Höhendifferenz, Transsektlänge (Uferbreite), Uferneigung, Vegetationsart (Feld, Wald) und jährliche Wassergegeldifferenzen.

### **2.1.6 Entwicklung eines Wirkungsmodells**

Aus den ermittelten und quantifizierten Zusammenhängen wurde ein Wirkungsmodell formuliert, mit dem der potenziell natürliche Uferraum eines stehenden Gewässers bis zu einem verbleibenden Interpretationsspielraum abgegrenzt werden kann. Dazu gehörte auch eine Sensitivitätsanalyse der Modellparameter bezüglich der Uferbreite und der Gesamtfläche.

### 2.1.7 Verifizierung und Eichung des Modells an einzelnen Gewässern

Die vom Modell vorausgesagten Uferbreiten (bzw. Transsektlängen) und Gesamtflächen der Uferäume wurden mit allen kartierten Gewässern verglichen, von denen auch gesicherte hydrologische Daten vorhanden waren. Von Interesse waren vor allem noch bestehende, systematische Abweichungen, welche auf weitere gewässerspezifische Einflussfaktoren oder auch systematische Fehler schliessen lassen. Als solche wurden auch gewässerspezifische Unterschiede bei der Kartierung in Betracht gezogen. Dieser Prozess führte zu einer Verfeinerung des Modells und einer erneuten Verifizierung, aus welcher eine generelle Funktion zur Bestimmung der Uferbreite hervorging.

## 2.2 Potenzielle Einflussfaktoren der Uferbildung

Um die Datenauswertung gezielter und systematischer durchführen zu können, wurde eine Liste der potenziellen Faktoren der natürlichen Uferbildung erstellt und anhand der Literatur evaluiert. Die Liste umfasst Faktoren, welche Gegenstand der Datenerhebung waren, und solche, die aus Zeit- und Kostengründen nicht erhoben werden konnten, aber die Ergebnisse trotzdem beeinflussen könnten. Auch wenn letztere nicht zu quantifizieren sind, fließen sie in die Diskussion der Ergebnisse und insbesondere der Unstimmigkeiten zwischen modellierten und erhobenen Daten ein. Bei der Umsetzung können die noch nicht erhobenen Faktoren in erheblichen Konfliktfällen an Ort untersucht und in die Abgrenzungsüberlegungen einbezogen werden.

### 2.2.1 Uferneigung

Der gewässerbedingte hydrologische Einfluss auf die Uferbildung besteht nur innerhalb eines bestimmten Höhenintervalls über dem Wasserspiegel. Aus rein geometrischen Überlegungen folgt, dass die Uferneigung die Breite des Uferstreifens bestimmt, der von der hydrologischen Wirkung betroffen ist. An steilen Ufern ist nur ein schmaler Streifen, bei flachen Ufern kann die hydrologische Wirkung bis weit ins Landesinnere reichen.

Bei einem gegebenen Höhenintervall des hydrologischen Wirkungsbereichs ist die von Wirkung betroffene Uferbreite vom Steigungswinkel des Ufergeländes abhängig. Dieser Zusammenhang lässt sich durch eine einfache Tangensfunktion beschreiben:

$$\text{Uferbreite} = \Delta h / \tan(\alpha)$$

$\Delta h$  ist das Höhenintervall des hydrologischen Wirkungsbereichs und  $\alpha$  der mittlere Steigungswinkel der Geländeoberfläche. Die Uferneigung kann aus dem digitalen Höhenmodell für jeden Punkt ermittelt werden. Der Faktor Ufersteigung wurde systematisch erhoben und untersucht.

### 2.2.2 Pegeldynamik

Unter Pegeldynamik eines Sees ist die vom Wasserinput (Zufluss, Niederschlag) und Wasseroutput (Ausfluss, Verdunstung) bedingte zeitliche Änderung des Wasserspiegels gemeint.

Mit der Schwankung des Seepegels wird das Ufer innerhalb einer bestimmten Zone temporär überflutet. Bei einem gegebenen Steigungswinkel ist die Breite der überfluteten Zone vom Pegelschwankungsintervall abhängig. Das Schwankungsintervall ergibt sich aus der Jährlichkeit der verschiedenen Pegelstände. Diese können aus den Dauerpegelkurven der hydrologischen Jahrestabellen abgelesen werden.

Die Pegeldynamik kann sich in durchlässigem Untergrund landeinwärts fortsetzen und in der Flurabstandsdynamik des Grundwasserpegels niederschlagen. Dadurch reicht der hydrologische Einfluss über den eigentlichen Überflutungsraum hinaus. Bis zu welchem Uferabstand der Grundwasserpegel von der Dynamik des Wasserspiegels im See beeinflusst wird, ist von der zeitlichen Dauer einer Wasserstandsänderung und der Wasserleitfähigkeit des Untergrundes abhängig. Der Faktor Pegeldynamik wurde anhand der Daten von 23 Seen mit langjährigen Pegelaufzeichnungen in die Auswertung einbezogen.

### 2.2.3 Hydraulische Bodeneigenschaften

Die Porosität des Bodens beeinflusst einerseits die Höhe des kapillaren Wasseraufstiegs und andererseits die Wasserleitfähigkeit, welche Pegelschwankungen im stehenden Gewässer seitlich auf den Grundwasserpegel im Uferbereich weitergeben. Grosse Porendurchmesser erhöhen den  $k_f$ -Wert (vgl. unten), geringe Porengrößen den kapillaren Wasseraufstieg.

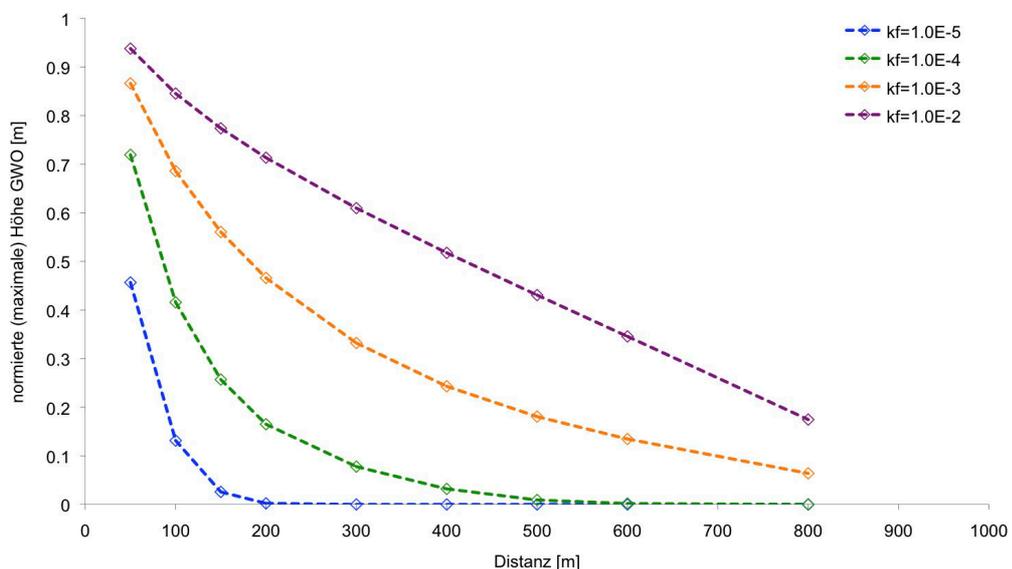
#### kf-Werte des Bodens

Die hydraulische Leitfähigkeit  $k_f$  ist ein rechnerischer Wert, der die Durchlässigkeit eines Bodens für Wasser quantifiziert. Je grösser der Potenzialunterschied ( $\cong$  Pegelunterschied) zwischen zwei Punkten und der  $k_f$ -Wert des durchströmten Untergrundes sind, desto schneller fliesst das Wasser in Richtung des tieferen Potentials (Pegels) und umso weiter wirken sich die Pegeländerungen eines Sees im angrenzenden Untergrund aus.

#### Horizontale Ausbreitung des Pegels im Untergrund

Bei der horizontalen Ausbreitung des Wasserpegels im uferseitigen Untergrund ist zwischen der Ausbreitung in der oberen Bodenschicht und dem darunterliegenden Untergrund zu unterscheiden. Für die beiden Bereiche sind unterschiedliche Ausbreitungsmechanismen zu berücksichtigen.

**Abb. 2: Verlauf der maximalen Pegelfortpflanzung im uferseitigen Untergrund in Abhängigkeit der hydraulischen Leitfähigkeit und der Distanz von der Wasserlinie gemäß einem Standard-Szenarium.**



Die horizontale Ausbreitung des Wasserspiegels im uferseitigen Untergrund ist bei einem homogenen Grundwasserleiter vom  $k_f$ -Wert und der Pegeldynamik im stehenden Gewässer abhängig. Bei inhomogenen Grundwasserleitern wie der oberen Bodenschicht spielt vor allem auch die Dichte der Grobporen eine wichtige Rolle. Um einen Grössenbereich für die horizontale Fortpflanzung von Hochwasserständen im uferseitigen Untergrund abschätzen zu können, wurde ein Standard-Szenarium für verschiedene  $k_f$ -Werte in einem Grundwasserleiter berechnet (siehe Abb. 2). Die Variationsbreite des lateralen Wasserflusses in den Grobporen der Bodenschicht wurde aus Literaturdaten abgeleitet.

Als Standardszenarium wurde ein Mittelwert des dreijährlichen Höchststandes von Greifensee, Baldeggersee, Zürichsee und Pfäffikersee genommen. Dieser beträgt rund 1.5 m. Der Abfall der Pegelganglinie ist bei diesen Seen praktisch linear und liegt bei 0.025-0.075 m/Tag. Das dreijährliche Hochwasser wurde herangezogen um die Dynamik der Pegelfortpflanzung besser zeigen zu können. Im Modell wurde von einem linearen Pegelabfall um 1.5 m über dreissig Tage ausgegangen. Die Auswirkungen des Szenarios auf die laterale Pegelfortpflanzung wurden mit einem Grundwassermodell für kf-Werte zwischen  $10^{-2}$  und  $10^{-5}$  berechnet (Abb. 2). Bei mittlerer Durchlässigkeit ( $k_f=10^{-5}$ ) wird nach 35 m nur noch die Hälfte der Pegelschwankung weitergegeben, während bei hoher Durchlässigkeit ( $k_f=10^{-2}$ ) die halbe Pegelschwankung in 400 m Uferabstand liegt.

Der horizontale Wasserfluss in einer Bodenschicht ist noch wenig untersucht und daher nur mit wenigen empirischen Daten belegt. Die in Tabelle 1 gezeigten Werte stammen aus drei Literaturquellen (Kienzler & Naef, 2008; Schobel, 2008, Mosley 1979). Die laterale Ausbreitungsgeschwindigkeit ist extrem unterschiedlich in Abhängigkeit der Bodenverhältnisse. Die Ausbreitungsgeschwindigkeiten variieren zwischen 7 und 1500 m pro Tag. Der Median aller untersuchten Boden- und Geländetypen liegt bei 158 m/d.

**Tab. 2: Geschwindigkeit des lateralen Wasserflusses ( $V_{\text{lateral}}$ ) in den Grobporen verschiedener Bodentypen und Standorten**

Flächenbezeichnung	Neigung	Horizonte		Makroporen	$V_{\text{lateral}}$
	[%]	A	B/Cv	[Azahl/m2]	[m/d]
"Sertel" (4m)	40%	0-20	20-80	284	43.2
"Sertel" (8m)	40%	0-20	20-80	284	7.2
"Koblentz"	15%	0-15	15-45	162	518.4
Koblentz nass (mittel)	15%	0-15	15-45	162	518.4
Koblentz nass (maximal)	15%	0-15	15-45	162	2592
Koblentz trocken (mittel)	15%	0-15	15-45	162	172.8
Koblentz trocken (maximal)	15%	0-15	15-45	162	1555.2
unbekannt	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	144
unbekannt	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	720
"Idenheim" (min)	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	54
"Idenheim" (max)	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	144
"Idenheim" (mittel)	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	86
Mittelwert					546
Median					158

Insgesamt zeigt sich, dass die Ausbreitungsgeschwindigkeit im Boden und damit im Wurzelraum der Vegetation in der Regel schneller erfolgt als in darunter liegenden Grundwasserleitern. Als Konsequenz daraus wurde bei der Implementierung der Ergebnisse dieser Studie in ein GIS für die horizontale Ausbreitung des Bodenwasserpegels ein Begrenzungsfaktor von 300 m (entspricht einem 2-Tage Pegelhöchststand) eingeführt. Dieser gelangt aber nur bei sehr schwachen Uferneigungen ( $\leq 2\text{‰}$ ) zur Anwendung (siehe Kapitel 3.2)

Die kapillare Steighöhe von Wasser kann je nach Abhängigkeit der Bodenkörnigkeit wenige Zentimeter bis mehrere Meter über dem Grundwasserspiegel betragen. Als Faustregel gilt nach Lang und Huder (1982):

$$hk = 1/\sqrt{kf}$$

Dabei ist  $hk$  die kapillare Steighöhe in cm und  $kf$  der Durchlässigkeitsbeiwert des Untergrundes in cm/s. Bei  $kf$ -Werten von  $10^{-2}$  bis  $10^{-5}$  (durchlässige Böden, Torf, Sand) resultieren kapillare Steighöhen zwischen 0.1 und 3.2 m. Die hydraulischen Bodeneigenschaften konnten nicht systematisch erhoben werden.

**Kapillarer  
Wasseraufstieg**

## 2.2.4 Vegetationseigenschaften

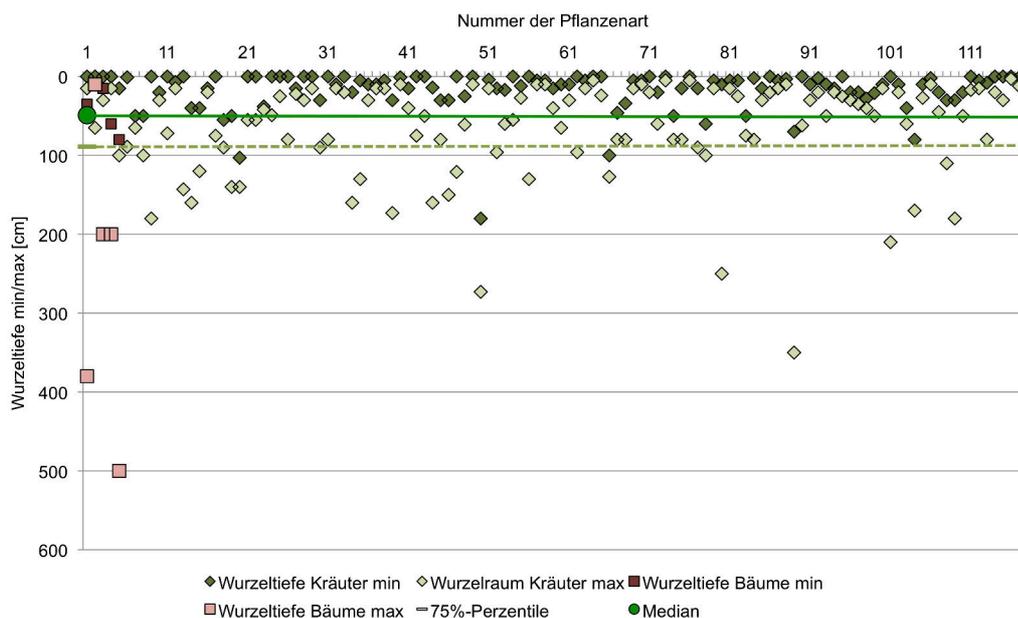
Visuelle Merkmale der Vegetation waren bei der Luftbildauswertung entscheidende Kriterien für die Abgrenzung der wasser- und landseitigen Grenzen des Uferraums sowie der Vegetationszonen innerhalb des Ufer- und Gewässerraums. In der Vorstudie wurden die vier Vegetationszonen (Schwimmbblattflur, Röhricht, Feuchtwiesen, Auenwald) unterschieden, in der Hauptstudie nur noch Feuchtwiese und Auenwald. Die Ausbildung dieser Zonen und der ihnen angehörenden Pflanzengesellschaften ist neben der Überflutungsdauer wesentlich von der vertikalen und zeitlichen Wassersättigung des Wurzelraums abhängig. Umgekehrt signalisiert das Vorkommen von Feuchte zeigenden Pflanzen oder Pflanzengesellschaften oberflächennahe Grundwasserstände oder periodische Überflutungen und damit den hydrologischen Einflussbereich eines Gewässers. Folglich sind die Wurzeltiefen von Bodenfeuchte zeigenden Pflanzen und die Mächtigkeit der Wurzelräume von Pflanzengesellschaften der Feuchtgebiete ebenfalls Faktoren, welche zur Abgrenzung des Uferraumes führen.

### Wurzeltiefen Feuchte zeigender Pflanzen

Die Wurzeln versorgen die Pflanzen mit Wasser und Mineralsalzen. Spätestens wenn der vom stehenden Gewässer beeinflusste Bodenwasserpegel permanent unter der maximalen Wurzeltiefe dieser Pflanzen liegt, kann ein hydrologischer Einfluss des Gewässers als prägender Faktor der Ufervegetation ausgeschlossen werden.

Polonski und Kuhn (1998) haben die Wurzelsysteme und Wurzelparameter von Pflanzen der schweizerischen Flora unter natürlichen Bedingungen, d.h. unter natürlichen Konkurrenzverhältnissen und unter Berücksichtigung der übrigen Standortverhältnisse, untersucht und beschrieben. Die Liste umfasst dikotyle Kräuter und Stauden des Ackerlandes, häufige Gräser, Riedgräser und Binsen sowie Kraut-, Strauch- und Baumarten der Wälder. Aus den Listen wurden diejenigen Arten ausgewählt, welche in den Differenzialartengruppen der Kartierschlüssel von Feuchtgebietsgesellschaften und feucht-nasser Waldgesellschaften enthalten sind. Die Feuchtezahl dieser Pflanzen ist nach Ellenberg et al. (1991)  $\geq 7$ , nach Landolt et al. (2010)  $\geq 3$  und/oder die zugeordnete Bodenvernässung nach Polonski und Kuhn  $\geq 75$ . Die resultierende Auswahl umfasst 117 Kraut- und fünf Baumarten.

**Abb. 3: Tiefe der Wurzelsysteme von Zeigerpflanzen feuchter Standorte. Gezeigt werden die minimal und maximal festgestellten Wurzeltiefen von Kräutern (grün bzw. hellgrün) und Bäumen (braun bzw. hellbraun).**



In Abbildung 3 werden die minimalen und maximalen Wurzeltiefen der ausgewählten Pflanzenarten gezeigt. Bei den Krautpflanzen liegt die 75%-Perzentile der maximalen Wurzeltiefe bei 89 cm. Vier der fünf Baumarten weisen maximale Wurzeltiefen von mindestens 200 cm auf. Dies bedeutet, dass bei einem Grundwasser-Flurabstand von 0.9 m immer noch 25% der Feuchtgebietsarten mit ihrem Wurzelsystem im Wasser stehen. Die ausgewählten Baumarten der Auen und Moore erschliessen sich Wasser bis in 5 m Tiefe.

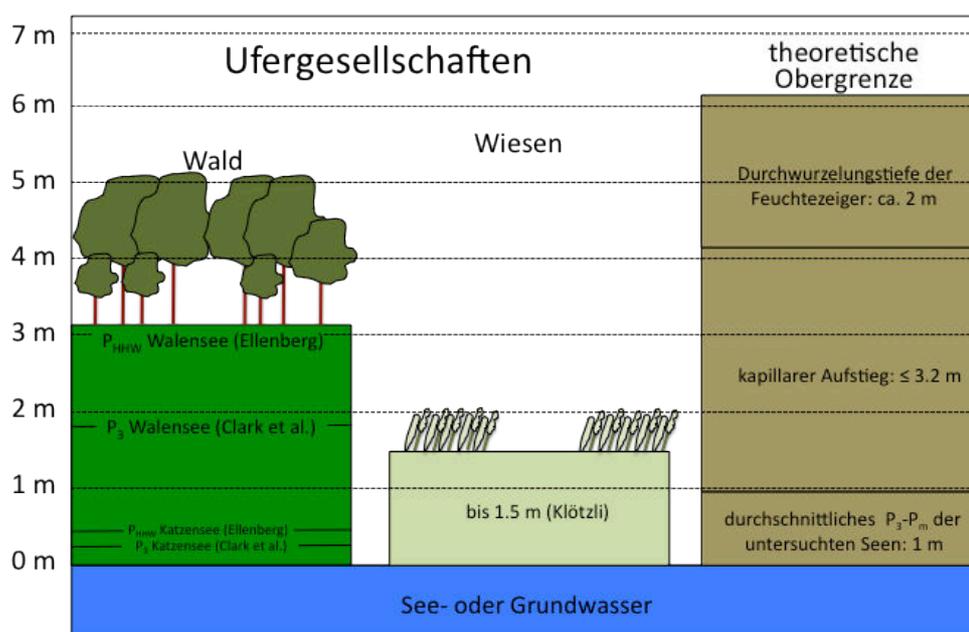
Im Gegensatz zum Vorkommen einzelner Pflanzenarten bedingt die Ausbildung typischer Pflanzengesellschaften von Feuchtgebieten ein regelmässigeres und engeres Wasserregime. Ellenberg, Katzmann et al. (1985) setzen die Grenze von Auenwald-Gesellschaften beim höchsten Hochwasser (PHHW) an. Dieses liegt beispielsweise beim Walensee bei Pegel 3.11 m und beim Bodensee bei Pegel 2.28 m über dem langjährigen Mittelwert. Untersuchungen von Clark und Benforado (1981) an Auenwaldgebieten im Südosten der Vereinigten Staaten zeigen, dass der Randbereich des Vorkommens der Auenwaldgesellschaften bei einer jährlichen Überflutungsdauer von 1-10% und unter 2% der Vegetationszeit liegt. Der kritische Pegelstand für die Ausbildung einer Auengesellschaft liegt somit bei  $P_3$ , einem Pegelstand, welcher an drei Tagen pro Jahr erreicht oder überschritten ist.

Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Mittelland wurden von Klötzli (1969) untersucht. Dabei lagen die mittleren jährlichen Grundwasserstände zwischen 0 und >2 m unter Flur, bei maximalen Pegeldifferenzen zwischen 0.2 und >2 m. Die Gesellschaften mit den grössten Flurabständen sind durch Trockenheits- und Wechselfeuchtigkeitszeiger charakterisiert. Bei den eigentlichen Feuchtgebietsstandorten lag der Flurabstand des mittleren Grundwasserspiegels zwischen 0.05 m über und 0.60 m unter Flur, bei maximalen Jahresschwankungen zwischen 0.25 und 1.50 m. Die Wurzeltiefe wurde nur summarisch über die Unterscheidung zwischen den Zonen Feld und Wald bei der Kartierung erfasst.

#### Wasserpegel- dynamik bei Feuchtgebiets- gesellschaften

**Abb. 4: Vertikale Obergrenzen des hydrologischen Wirkungsbereichs bei den untersuchten stehenden Gewässern und Gewässerabschnitten**

*Theoretische Obergrenze des hydrologischen Einflussbereichs bei den untersuchten Seen: Nach den Kriterien von Klötzli liegt sie bei Wiesengesellschaften bei ca. 1.5 m im Wald je nach Kriterium PHHW (Ellenberg) oder  $P_3$  (Clark) im Falle des Walensees zwischen 1.8 m und 3.2 m und beim Katzenssee zwischen 0.3 m und 0.5 m*



### 2.2.5 Theoretische Obergrenze des hydrologischen Wirkungsbereichs

Aus den einzelnen Faktoren lässt sich sowohl auf Ebene der Einzelpflanzen als auch auf der Ebene feuchter Wald- und Wiesengesellschaften eine Obergrenze des vertikalen, hydrologischen Wirkungsbereichs abschätzen. Legt man der Schätzung die maximalen Pegelschwankungen der untersuchten Gewässer zugrunde, so liegt sie im Wald bei 3.11 m (Ellenberg, Walensee) und im Feld bei 1.5 m (Klötzli) über dem Periodenmittel des Pegels (siehe Abb. 4).

Berücksichtigt man weiter die maximale Wurzeltiefe von Feuchtezeigern und den maximalen kapillaren Wasseraufstieg bei gerade noch durchlässigen Böden so resultiert ein theoretisch noch denkbarer, vertikaler Wirkungsbereich von rund 6 m über dem mittleren Wasserpegel. Spätestens oberhalb von 6 m endet der vertikale hydrologische Wirkungsbereich. Aus diesen Überlegungen wurden kartierte Ufertranssekten mit grösseren Höhendifferenzen aus dem für die Auswertung verwendeten Datenpool entfernt.

## 2.3 Methoden

### 2.3.1 Übersicht der genutzten Datenquellen

Für die Studie wurden die in Tab. 3 aufgeführten Datengrundlagen verwendet resp. neu erhoben (kartiert).

Tab. 3: Datenquellen für die Durchführung der Grundlagenstudie

Art der Daten	Beschreibung der Daten
Flächendaten	Georeferenzierte Luftbilder der Swisstopo
	Georeferenzierte IR Luftbilder der Swisstopo
	Shapes des kartierten Uferraumes von 55 Gewässern,
	max. 4 Zonenkategorien
	Georeferenzierte Vegetationskarten (Online verfügbar) kantonaler GIS
	Georeferenzierte Grundwasserkarten (Online verfügbar) kantonaler GIS
	PLOCH-Datenbank
	Digitales Höhenmodell DTM-AV
Liniendaten	Transsekte (2'699) der Uferräume
Punktdaten	Jahrestabellen 2009 (Abteilung Hydrologie des BAFU) der Wasserstände von 3 Seen
	Jahrestabellen 2009 (AWEL Kanton ZH) der Wasserstände von 3 Seen
	Informationen über historische Eingriffe in die Seepiegel aus verschiedenen Quellen

#### Verwendete GIS-Daten und Luftbilder

Die digitalen Grundlagendaten für die Luftbildinterpretation und die Uferabgrenzung bildeten die georeferenzierten Luftbilder der Swisstopo, das Höhenmodell DTM-AV sowie die daraus abgeleiteten 1 m Höhenlinien, vorhandene digitale Vegetations- und Grundwasserkarten sowie Infrarotbilder. Die Luftbilder stammen aus den Jahren 2003 bis 2009 und weisen eine Bodenauflösung von 0.25 bis 0.5 m auf. Vegetationsdaten von Kleingewässern konnten teilweise der PLOCH-Datenbank entnommen werden. Infrarotbilder waren für ca. 2/3 der untersuchten Gewässer vorhanden.

Die meisten hydrologischen Daten der Untersuchung stammen aus den verfügbaren Jahrestabellen 2009 von 21 untersuchten Gewässern. Die verschiedenen Pegelschwankungsgrößen ( $P_{1;2;\dots;x} - P_m$ ,  $P_{HHW} - P_m$ ,  $P_1 - P_{365}$ ) wurden aus den Wertetabellen der Wasserstandsdauer ( $P_{1;2;\dots;365}$ ) und aus den Kenngrößen ( $P_m$ ,  $P_{HHW}$ ,  $P_{NNW}$ ) der Periodentabellen berechnet. Im Rahmen des Modelleichungsprozesses wurden weitere historische Daten bezüglich früherer Seepegelabsenkungen benutzt, die aus verschiedenen Quellen stammen (Bezzola & Hegg 2007; Spreafico, & Weingartner 2005, BWG 2003, Lieferung historischer Daten des BAFU 2011).

**Hydrologische  
Daten, Pegel-  
schwankungen**

Datengrundlage für die Auswertung bildeten im Wesentlichen die Vektordaten der Uferkartierungen, die Datensätze der 2'799 digitalen Ufertransekten sowie die Daten der langfristigen Pegelschwankungen (Jahrestabellen der Pegel 2009) von 21 Seen.

**Datengrundlage  
für die  
Auswertung**

### 2.3.2 Kartierung der Ufer- und Zonenbreiten

Die Gesamtbreite der Ufer und die Breite der einzelnen Uferzonen wurden in der Grundlagendstudie in vier Schritten bestimmt. Die Uferzonen wurden in die Kategorien Feld (Ried- und Wiesengebiete) sowie in Uferwälder (Auen-, Sumpfwälder, Ufergehölze) eingeteilt. Anders als in der Vorstudie beginnt die Uferzone von der Wasserlinie landeinwärts. Die in der Vorstudie noch kartierten, wasserseitigen Zonen Schwimmblattflur und Röhricht wurden dem Wasser zugeschlagen bzw. in der Hauptstudie nicht mehr kartiert. In den folgenden Abschnitten werden die Kartierschritte ausführlich beschrieben und mit Beispielen illustriert. Es kann vorausgeschickt werden, dass die grössten Flächenänderungen zwischen der Luftbildkartierung (Kartierungsschritt 1) und der Kartierung nach den Feldkontrollen (Kartierungsschritt 2) erfolgten.

Die erste Kartierung erfolgte anhand der Luftbildinformationen der Ortho-Luftbilder sowie der visualisierten 1 m-Höhenlinien. Letztere wurden lediglich zu Hilfe genommen, wenn die Ortho-Luftbilder keine eindeutige Grenzziehung zuließen (dichte oder nicht standortgerechte Wälder) oder die Uferzone aufgrund der Ortho-Luftbilddauswertungen > 6 m über dem Wasserspiegel zu liegen gekommen wäre, was trotz der konservativen Überlegungen in Kapitel 3 nicht mehr plausibel erscheint. Dies war fast ausschliesslich bei sehr steilen Uferneigungen der Fall, wo ein Baumkronendurchmesser landeinwärts bereits zu mehr als 6 m Höhendifferenz führte.

**Kartierungs-  
schritt 1**

Seeseitige Abgrenzung: Vorausgehend wurden die seeseitigen Uferlinien (Seegrenze) in den Fällen angepasst, wo die auf dem Luftbild gut erkennbaren Wassergrenzen erheblich von den bestehenden Uferlinien des gwn25 abwichen. Das heisst, die Seefläche wurde der auf dem Ortho-Luftbild erkennbaren Wasserfläche angepasst. Zum Teil sind die Unterschiede durch die Vegetationszonen (Schwimmblattfluren und Röhrichte stehen im Wasser) oder durch den vom Mittelwasserstand abweichenden Wasserpegel bei der Befliegungskampagne zu erklären. In andern Fällen hatte sich die Uferlinie eindeutig verändert (Verlandung, Auflandung) oder sie war ungenau gezogen (vereinfachte Polygone). Insgesamt bot die seeseitige Abgrenzung des Uferraumes keine grossen Probleme.

Landseitige Abgrenzung: Schwieriger war die landseitige Abgrenzung zu bewerkstelligen. Oft waren auf dem Luftbild die landseitigen Grenzen im Feld nicht als natürliche Übergänge von Feucht- zu Fett- und Trockenwiesen ersichtlich, sondern als scharfe, meist begradigte und von der landwirtschaftlichen Nutzung bestimmte Vegetationsunterschiede. Dies, weil die heutige landwirtschaftliche Nutzung (und Düngung) häufig in die ursprünglichen, nährstoffarmen Feuchtwiesen hinein betrieben wird. In diesen Fällen wurde die mutmassliche natürliche Grenze anhand anderer sichtbarer Merkmale wie unterschiedliche Wuchshöhen, Vernässungen, Schwarzerde, Seekreide (v. a. bei Äckern) etc. in den bewirtschafteten Flächen abgesteckt und für die Feldkontrollen vorgemerkt. Die Abgrenzung solcher Situationen bildete dann aufwandmässig auch einen Schwerpunkt bei den Feldbegehungen.

In einigen Fällen wurde auch das Geländemodell zu Hilfe gezogen, meist dann, wenn in landwärts auslaufenden Ufermulden die Feuchtwiesenvegetation eine die Mulde querende, gerade Grenze aufwies.

Das oben beschriebene Vorgehen wird nachfolgend an einigen Beispielen gezeigt. *Beispiel Pfäffikersee.*

**Beispiele**  
**Kartierschritt 1**

**Abb. 5: Luftbild des natürlichen Verlandungsufers im Süden des Pfäffikersees (Robenhuser Ried)**



**Abb. 6: Landseitige Abgrenzung (blaue Linie) des natürlichen Uferraumes am südlichen Pfäffikerseeufer gemäss Kartierschritt 1 (Luftbildkartierung) der Uferkartierung**



*Beispiel Uferbereich Egelsee (ZH):* Landseitige Abgrenzung des erhaltenen, natürlichen Uferraumes nach Interpretation des Luftbildes (siehe Abb. 7 und 8)

**Abb. 7: Luftbild des natürlichen Uferraumes um den Egelsee (ZH)**

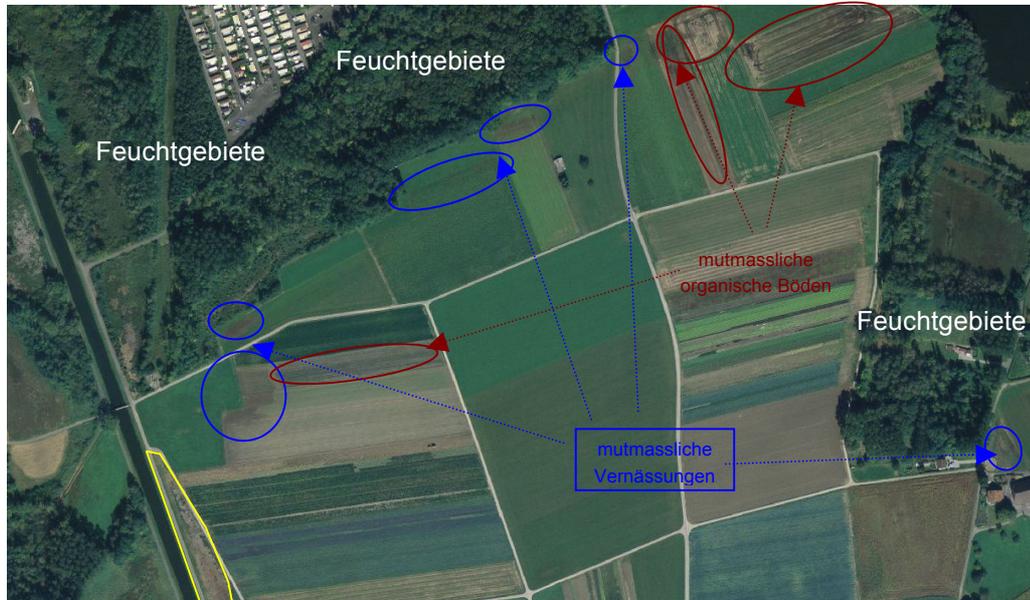


**Abb. 8: Landseitige Abgrenzung (blaue Linie) des natürlichen Uferraumes nach Interpretation des Luftbildes des Egelsees (ZH) gemäss Schritt 1 (Luftbildkartierung) der Uferkartierung**



*Beispiel Genferseeufer Rhonedelta (VD/VS):* Landseitige Abgrenzung des mutmasslichen früheren und heute durch landwirtschaftliche Nutzung veränderten Uferraums aufgrund der Luftbildmerkmale (siehe Abb. 9 und 10)

**Abb. 9:** Luftbild des landseitigen Übergangsbereichs des Uferraums mit Vernässungsmerkmalen am östlichen Genfersee (Rhonedelta)



**Abb. 10:** Landseitige Abgrenzung (blaue Linie) des Uferraums am östlichen Genfersee (Rhonedelta) unter Berücksichtigung der im Luftbild sichtbaren Vernässungsmerkmale



Die nach diesem Verfahren kartierten Gesamtufer- und Teilzonenbreiten wurden als Polygone in einem separaten Datensatz im GIS abgespeichert, um den Kartierungsschritt der Luftbildinterpretation separat zu dokumentieren.

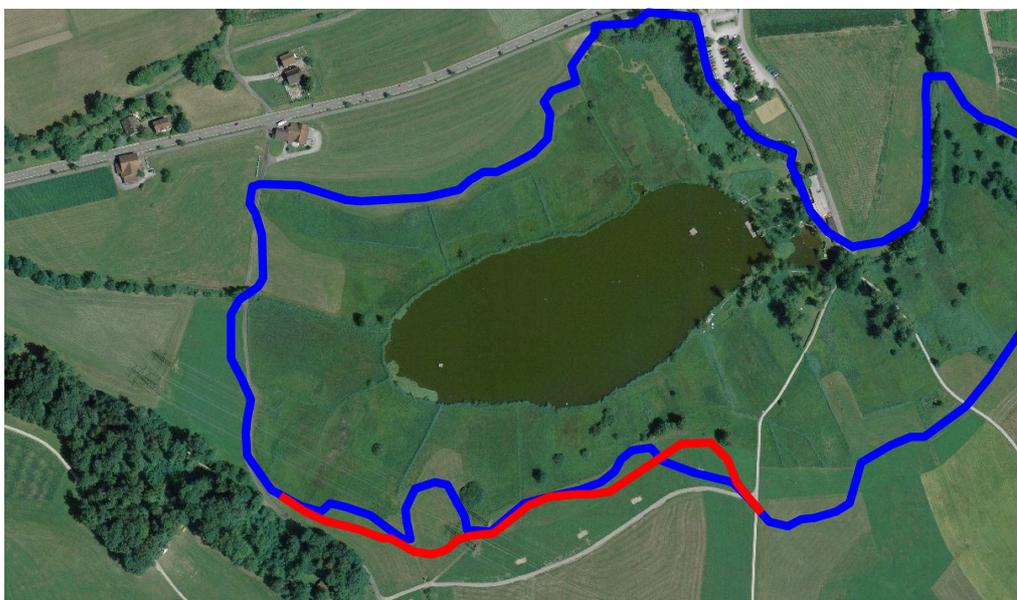
Im zweiten Kartierungsschritt wurden die Informationen aus zehn Tagen Feldbegehungen berücksichtigt. Die Feldbegehungen dienten zur Überprüfung der Vegetations- und Bodenverhältnisse, wenn diese aus den Ortho-Luftbildern nicht sicher identifiziert werden konnten. In den meisten Fällen betraf es die landseitige Abgrenzung des Uferraumes. Die aus dem Ortho-Luftbild gezogene Grenze wurde an den fraglichen Stellen im Gelände entweder anhand der Ausdehnung noch vorhandener Feuchtezeiger oder mit dem Bohrstock beurteilter A-Bodenhorizonte, manchmal auch über den topografischen Verlauf geprüft. Bei schwachen Gradienten, die sich in einer landwärts verlaufenden, langsamen Ausdünnung der Feuchtezeiger gegenüber einer stetigen Zunahme der Frische- und Trockenheitszeiger manifestierte, wurde die Grenze in die Gradientenmitte gesetzt.

Wo dies notwendig war, wurden die geprüften Polygone direkt im GIS korrigiert. Insgesamt mussten von den 44 stehenden Gewässern der Grundlagenstudie bei zwanzig einzelne oder mehrere Polygone im Feld überprüft werden. Bei den Gewässern handelt es sich ausschliesslich um Objekte, welche nicht in der PLOCH-Datenbank erfasst sind. Die Änderungen wurden ebenfalls als separater Datensatz im GIS abgespeichert.

Die Veränderungen der kartierten Uferraumgrenzen von der Luftbildkartierung (Kartierschritt 1) zur Feldkartierung (Kartierschritt 2) werden in den nachfolgenden Beispielen gezeigt (siehe Abb. 11-14).

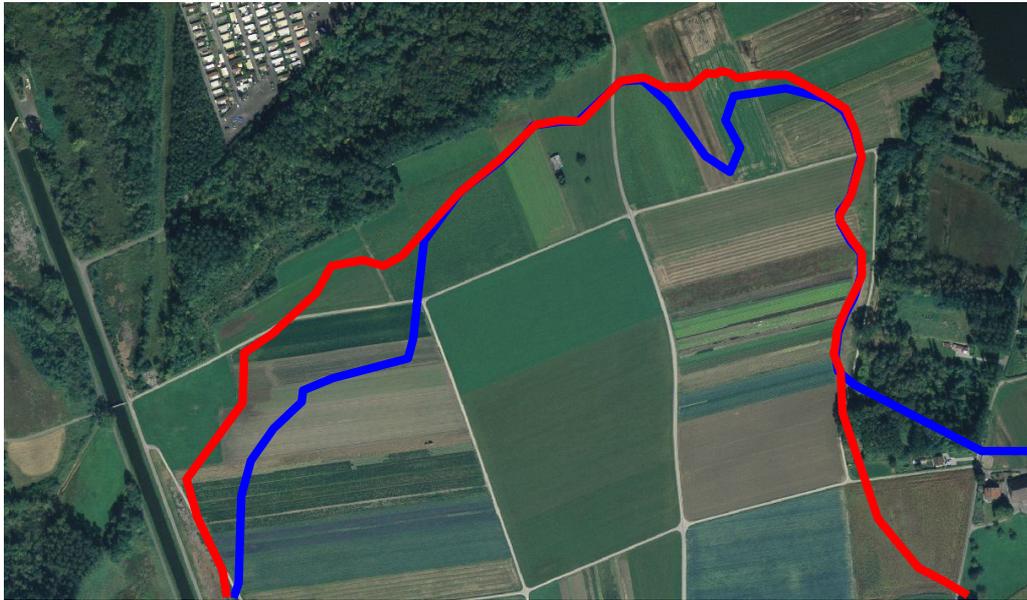
*Beispiel Uferraum Egelsee (ZH):* Die landseitige Grenze des Uferraumes wurde im südlichen Teil des Egelsees aufgrund der Feuchtezeiger, welche bei der Feldbesichtigung festzustellen waren, korrigiert. Stellenweise musste die Grenze zurückgenommen und an andern Stellen erweitert werden (siehe Abb. 11).

**Abb. 11: Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 1 und 2 am Beispiel des Egelsees. Legende: blau = Luftbildkartierung, rot = Feldkartierung**



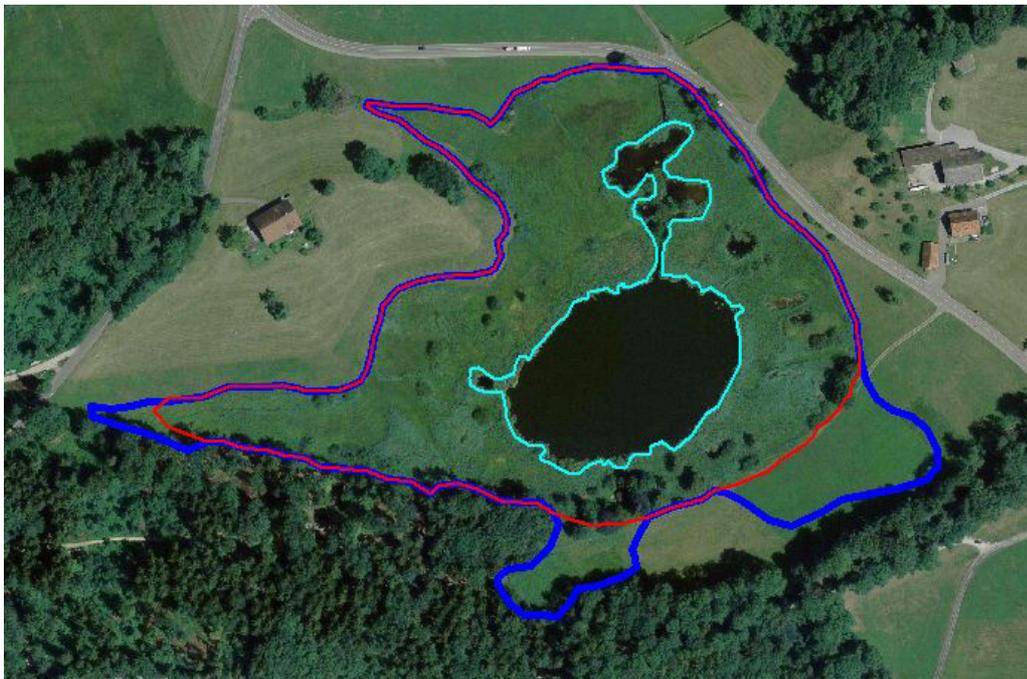
*Beispiel Genferseeufer Rhonedelta (VD/VS):* Die landseitige Grenzungen des Uferraumes erfuhr bei der Feldkartierung aufgrund von Bodenmerkmalen und Feuchtezeigern markante Veränderungen (siehe Abb. 12). Dabei ist zu bemerken, dass die Merkmalsgradienten oft schwach ausgeprägt waren, so dass man innerhalb des Gradienten eine Mittellinie suchte.

**Abb. 12:** Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 1 und 2 am Beispiel des östlichen Genfersees (Rhonedelta), Legende: **blau** = Luftbildkartierung, **rot** = Feldkartierung



*Beispiel Uferraum Seeweidsee ZH:* Auf dem Ortho-Luftbild wurden im landseitigen südlichen Uferraum Feuchtwiesen identifiziert und dem Uferraum zugeschlagen (Polygon mit blauen und violetten Linien). Allerdings war aus den 1m-Höhenlinien nicht ersichtlich, ob allenfalls eine kleine Geländekuppe vorhanden war.

**Abb. 13:** Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 1 und 2 am Beispiel des Seeweidsees ZH. Legende: **blau** = Luftbildkartierung, **rot** = Feldkartierung



Die Feldbegehung zeigte nun, dass die beiden südlichen Lappen des Uferraums wohl Feuchtwiesen sind, aber tatsächlich sich nicht mehr im Einflussbereich des Gewässers be-

finden. Auf der Abbildung 15 ist deutlich zu erkennen, dass sie ca. 2 m oberhalb einer scharfen Geländekante liegen. Die Vernässungen stammen von austretendem Hangwasser oder sind eine Folge periodischer Staunässe.

Durch die sich darstellende Situation wurde die landseitige Grenze des Uferraumes zurückgenommen und auf die Höhe der Hangkante gelegt (rote/violette Linien in Abbildungen 13 und 14). Auf der Abbildung 14 ist im Hintergrund der ursprüngliche, blaue Verlauf (Kartierungsschritt 1) der Grenze markiert.

**Abb. 14: Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 1 und 2 am Beispiel des Seeweidsees ZH in der Feldansicht. Legende: blau = Luftbildkartierung, rot = Feldkartierung**



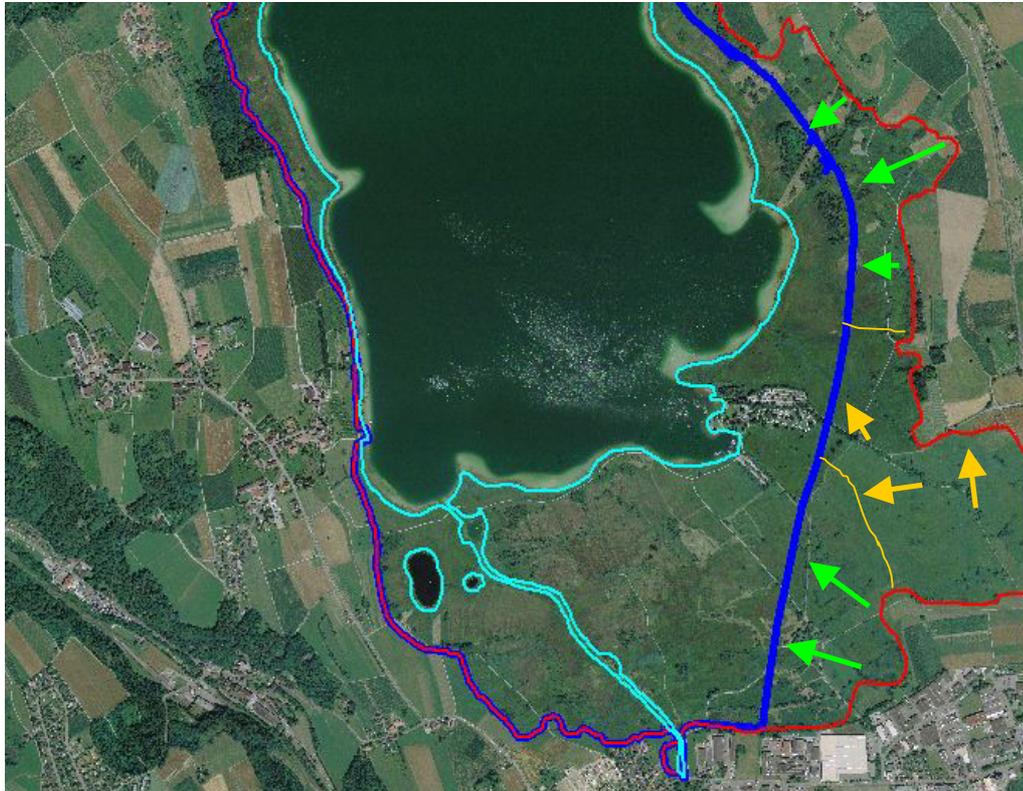
Beim dritten Kartierungsschritt wurden weitere vorhandene Spezialkarten wie Grundwasser- und verschiedene Vegetationskarten ausgewertet. Da die Feldbegehungen im Winterhalbjahr stattfinden mussten, konnte man mit den Vegetationskarten die auf der Basis spärlicher Pflanzenindikatoren gemachten Feldansprachen (Vegetationsaspekt März) oder die zuvor gemachten Luftbildansprachen besser absichern.

**Beispiel  
Kartierschritt 3**

Die Informationen der Vegetationskarten erwiesen sich eher qualitativ zur Unterscheidung des Gewässerraumes von den übrigen Landflächen als hilfreich. In Bezug auf deren exakte räumliche Abgrenzung waren sie aber oft zu ungenau wie der Vergleich mitkartierter, fester Strukturen (Bäume, Baumgruppen, etc.) mit der tatsächlichen Lage auf dem Luftbild zeigte. Es ist daher anzunehmen, dass bei älteren Kartierungen, wo meist nicht mit Luftbildern gearbeitet wurde, die Vegetationseinheiten für vorliegende Fragestellung zu ungenau verortet sind.

Die Grundwasserkarten waren in Situationen hilfreich, wo der Einfluss des hydrologischen Systems See von den anderen hydrologischen Systemen (oberflächennahe Grundwasserströme, randliche Zuflüsse, exfiltrierende Fließgewässer) abgegrenzt werden müssen. Aus den Vegetationsinformationen der Luftbilder können die verschiedenen hydrologischen Systeme nicht unterschieden bzw. abgegrenzt werden und auch im Feld sind die Systemgrenzen oft nicht zu erkennen. Als Beispiel wird in Abbildung 15 ein Ausschnitt des Pfäffikersees gezeigt, wo die zusammenhängenden Feuchtgebiete von verschiedenen hydrologischen Systemen geprägt sind.

**Abb. 15:** Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 2 und 3 am Beispiel des Pfäffikersees (Luftbildansicht). Legende: **Hellbau** = Gewässer, **rot** = Kartierung nach Feldkontrolle, **blau** = Kartierung nach Konsultation von Spezial-Karten (Grundwasserkarten), **grüne Pfeile** = Hangwasser, **gelbe Pfeile** = Exfiltration Chämtnerbach



Die landseitigen roten Linien zeigen die im Luftbild gesehenen Grenzen der Feuchtgebiete. Aus den Spezialkarten ging aber hervor, dass die östlichen Bereiche der Feuchtgebiete nicht mehr im Einflussbereich des Sees stehen konnten. Einerseits standen sie unter dem Einfluss randlicher Hangwasseraustritte (hellgrüne Pfeile) und andererseits wurden sie vom exfiltrierenden Wasser des Chämtnerbachs (gelbe Pfeile) gespiesen, dessen Bett auf einem alten Schwemmfächer verläuft. Aus diesem Grund wurde die landseitige Grenze auf die mittlere Grundwasserisohypse zurückgenommen, die ungefähr 1 m über dem mittleren Pegel des Sees verläuft.

Aufgrund der zusätzlichen Informationen wurden die mit dem zweiten Kartierungsschritt gezogenen Grenzen neu angepasst. Insgesamt standen für 39 Objekte Spezialkarten zur Verfügung. Darin eingeschlossen waren auch Dokumente aus der PLOCH-Datenbank, die zumindest für den ufernahen Bereich Vegetationskarten enthalten. Die nach dem 3. Kartierungsschritt resultierenden Shapefiles wurden wiederum als separater Datensatz abgespeichert.

#### **Kartierschritt 4**

Beim letzten Kartierungsschritt erfolgten Änderungen in der Grenzziehung der landseitigen Grenze aufgrund von Infrarot-Luftbildern (LANDESFORSTPRÄSIDIUM des Freistaat Sachsen, 2003). Diese gaben vor allem Hinweise auf den Verlauf der Bodenfeuchtigkeit und waren so eine Ergänzung zu den Feldkontrollen, die in der zur Verfügung stehenden Zeit von zehn Tagen nur stichprobenmässig durchgeführt werden konnten. Insgesamt standen für 33 stehende Gewässer Infrarot-Bilder zur Verfügung. Mit dem 4. Kartierungsschritt war die Uferraumabgrenzung abgeschlossen. Das entstandene Shapefile wurde zur Generierung der Datensätze der einzelnen Transekten weiterverwendet.

Die zur Anwendung gekommenen Kartierschritte wurden für jedes Gewässer dokumentiert (siehe Anhang A-3). Die Feldbegehungen konzentrierten sich auf die grösseren Gewässer, da eine grössere Anzahl von Transekten geprüft werden konnten. Die übrigen Kartierungsschritte verteilten sich gleichmässig auf die Gewässerliste. Insgesamt wurden 55 Objekte anhand von Luftbildern kartiert. Davon wurden 28 bei Feldbegehungen kontrolliert, 45 anhand von Spezialkarten und 33 mittels Infrarotbilder überprüft.

### 2.3.3 Auslegung von Ufertransekten

Die Ufertransekten liefern die Datensätze für die statistische Ermittlung der Uferfunktion. Die Transekten wurden in regelmässigen Abständen grundsätzlich orthogonal zur Uferlinie über die Uferbereiche verteilt. Bei den grossen Seen wurde vorgängig bestimmt, welcher Uferbereich für die Auswertungen verwendet werden konnte (nur ein Teil der ganzen Uferlänge war natürlich). Bei den übrigen Gewässern wurde die gesamte Uferzone berücksichtigt.

Anschliessend wurde bei den grossen und mittleren Seen je hundert, bei kleinen Seen je fünfzig Transekten erstellt. Damit auch bei Kleingewässern eine minimale Anzahl Transekten gelegt werden konnten, wurde eine minimale Anzahl von zehn bis zwanzig Transekten pro Gewässer festgelegt. Dies ergab bei einzelnen Gewässern einen Transektabstand von minimal 5 m. Weiter wurden folgende Regeln definiert:

Regel 1: Die Transekten beginnen beim kartierten Seeende (zum See zählen das offene Gewässer inklusive Schwimmblattfluren und Röhricht) und enden an der kartierten landseitigen Ufergrenze. Die effektive Uferbreite beinhaltet demnach die beiden Vegetationstypen Feuchtwiese und Auen- oder Uferwald. Abbildung 16 zeigt ein Beispiel für die Transektleitung sowie deren Anfangs- und Endpunkte. Die in der Vorstudie noch separat ausgewiesenen Schwimmblattfluren und Röhrichte wurden wie schon erwähnt dem Gewässer zugeschlagen.

**Abb. 16: Beispiel für die Anwendung von Regel 1 (siehe Text) hinsichtlich der Definition der Transektlänge (Luftbildansicht)**



Regel 2: Die landseitige Uferlinie darf nur einmal gekreuzt werden; d.h. die Uferzone endet, wenn der Transekt die Ufergrenze einmal überschreitet (vgl. Abb. 17).

Abb. 17: Beispiel für Regel 2 (siehe Text) bezüglich der Definition der Transsektlänge (Luftbildansicht): Zwischen der schraffierten und nicht schraffierten potenziellen Riedwiese schiebt sich von rechts ein kleiner Hügelausläufer



Abb. 18: Beispiel für Regel 3 (siehe Text) bezüglich der Definition der Transsektlänge (Luftbildansicht)



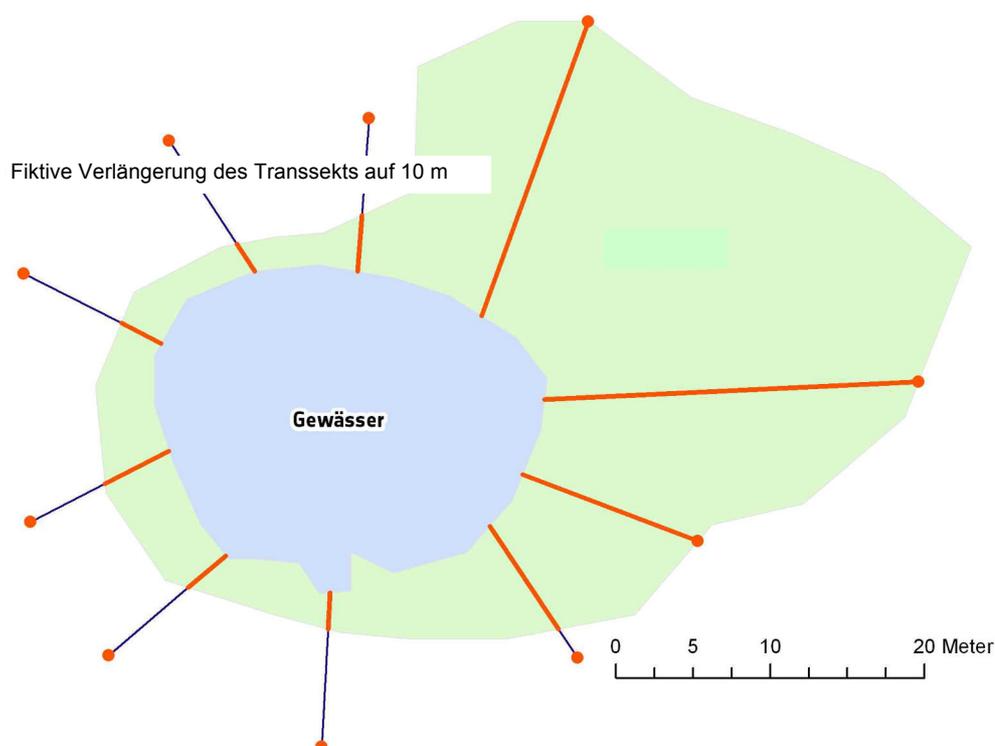
Regel 3: Wenn entlang eines Transsekts die Uferzonierungen sich wiederholen, wurde die effektive Länge des Uferbereiches durch Addition aller Teilzonen verwendet (vgl. Abb. 18). Diese Konstellation war jedoch selten.

### 2.3.4 Kombination der Transsekten mit dem Höhenmodell

Mit Hilfe des digitalen Höhenmodelles DTM-AV wurde bei jedem Transsekt die Höhe des Endpunktes (Ende der landseitigen Uferzone) bestimmt. Um Ungenauigkeiten des Höhenmodells wie auch des Kartiervorganges zu entschärfen, wurde jeweils die mittlere Höhe der umliegenden neun Rasterzellen des Höhenmodells verwendet. Die Differenz zwischen dem Endpunkt des Transsekts und der im DTM-AV definierten Gewässerhöhe lieferten den Höhenunterschied innerhalb des kartierten Ufers. Daraus liess sich die mittlere Steigung pro Transsekt berechnen.

Sehr kurze Transsekten, bei welchen Unregelmässigkeiten des Höhenmodells besonders ins Gewicht fallen würden, wurden fiktiv auf eine minimale Länge von 10 m verlängert und bei jedem Transsekt, analog zum vorhergehenden Abschnitt, die mittlere Neigung berechnet. Aufgrund der Neigungen konnte anschliessend der Höhenunterschied innerhalb der effektiven Transsektlänge eruiert werden. Abbildung 19 zeigt die Vorgehensweise: Die orangen Linien stellen die effektiv kartierte Uferbreite dar; die blauen Linien die fiktiv auf 10 m verlängerten. Bei den orangen Punkten wurde die Höhe auf der Basis des DTM-AV bestimmt und daraus die Neigung berechnet.

**Abb. 19: Vorgehen bei der Kombination der Transsekte mit dem digitalen Höhenmodell im GIS (siehe Kapitel 2.3.4)**



### 2.3.5 Generierung der Datensätze

Das in den vorhergehenden Kapiteln aufgezeigte Verfahren generierte insgesamt rund 2'900 Transsekte an 55 Gewässern. Jeder im GIS ermittelte Transsekt enthält die Informationen über die Länge des Transsekts, dessen Vegetationstyp(en), den Höhenunterschied

innerhalb des Transsekte sowie die Uferneigung. Die Gesamtheit aller Transsekte wird nachfolgend als Basisdatensatz bezeichnet. Für die weitere Auswertung wurden die Datensätze der Transsekte ins Excel exportiert.

### 2.3.6 Plausibilitätsprüfung der Datensätze, Basisdatensatz

Die aus dem GIS exportierten numerischen Datensätze der Transsekten wurden anschließend einer Plausibilitätsprüfung unterworfen. Dabei wurden die Parameterwerte geordnet und insbesondere die Extremwerte geprüft. In der Folge mussten 107 Datensätze aus folgenden Gründen eliminiert werden:

- Die Höhendifferenz zwischen den Transsektenden lag über 6 m.
- Der vom Höhenmodell dargestellte Uferstrand stimmte nicht mit der auf dem Luftbild erkennbaren Uferlinie überein. Der Anfangspunkt des Transsekte lag schon deutlich über dem Seespiegelniveau.
- Beide Transsektenden kamen an einer Uferlinie zu liegen („0-0“ Transsekten). Solche resultierten beispielsweise am Bielersee auf der flachen Verbindung zur Petersinsel.
- Die sehr kleinen Gewässer lagen teilweise in stark coupierem Gelände, sodass der Wasserspiegel vom Höhenmodell nicht dargestellt werden konnte (schiefe Gewässerflächen). In der Folge schieden sämtliche Datensätze der Gewässer „Crest'Ota“, „Culet“ und „Guille bleu“ aus.
- Das Höhenmodell wies lokal unplausible Erhebungen auf, welche zu falschen Höhendifferenzen führten (Signal- oder Verarbeitungsfehler).

Nach der Plausibilisierung verblieben noch 2'699 Datensätze, die zur Auswertung freigegeben wurden.

Ein grundsätzliches Problem erwuchs aus dem von der Swisstopo angegebenen Fehler im Höhenmodell von  $\pm 0.5$  m, der im Verhältnis zu den ermittelten Höhendifferenzen beträchtlich ist. Als Folge davon wurden für einzelne Auswertungsschritte alle Datensätze mit Höhendifferenzen von  $\leq 1.0$  m nicht berücksichtigt, da zu befürchten war, dass die Resultate zu stark vom Fehler beeinflusst werden.

### 2.3.7 Statistische Auswertungsverfahren

Für die statistischen Auswertungen wurden die auf Excel verfügbaren statistischen Funktionen und Tests verwendet. Neben den allgemeinen Funktionen für statistische Kenngrößen (MEDIAN, QUARTIL, QUANTIL, MIN, MAX etc.) die Funktionen HÄUFIGKEIT, RGP, TTEST, PEARSON und TREND. Die detaillierten Beschreibungen der Verfahren sind im Hilfetext der Funktionen von Microsoft Excel 2008 für Mac, Version 12.2.9, zu finden.

## 2.4 Ergebnisse

### 2.4.1 Übersicht der untersuchten Parameter

Zunächst wurden die statistischen Verteilungen der Werteparameter untersucht, um sicherzustellen, dass die für Korrelationsanalysen notwendige Variationsbreite den Anforderungen entspricht.

Der Basisdatensatz aus den Transsektbildungen umfasst 2'699 Transsekt-Datensätze. Die relevanten Parameter bilden die Transsektlänge [m] sowie die Höhendifferenz [cm] zwischen den Endpunkten. Aus den beiden Werten lässt sich die mittlere Steigung [%] errechnen.

**Verteilung der  
Transsekt-  
Parameter**

Bei den untersuchten Gewässern resultierte für die Transsektbreite ( $\cong$  Uferraumbreite) ein Median von 26 m und bei der Höhendifferenz zwischen dem gewässer- und landseitigen Ufer ein Median von 1.64 m. Der Median der Ufersteigung liegt bei 51%. Der Breitenmedian ist somit 11 m breiter als die minimale Uferbreite (15 m), welche in der Gewässerschutzverordnung festgelegt ist (siehe Tabelle 5).

Ein Viertel der Transsekten weist Längen von  $\geq 104$  m und landseitige Endpunkte auf, die 2.29 m und mehr Meter über dem jeweiligen mittleren Wasserspiegel liegen (75%-Quartil). Die Differenz zur maximalen Transsektlänge von 1'269 m (Genfersee, Rhönemündung) zeigt, dass der natürliche Uferraum stehender Gewässer eine grosse Variationsbreite aufweist. Der maximale Höhenunterschied von rund 6 m resultiert aus der Entscheidung, alle Transsekten mit grösseren Höhenunterschieden nicht in die Auswertung einzubeziehen (siehe Kapitel 2.2.5).

Die resultierende Variation der Ufersteigung ist eine Folge der breiten Auswahl von Ufertypen (flache Verlandungs- bis steile Felsufer). Die negativen Höhendifferenzen ergeben sich bei Uferräumen von Kleinstgewässern, die in Hanglage liegen. Die landseitigen Transsekten liegen teilweise hangabwärts, unterhalb des Wasserspiegels. Aus den gleichen Gründen ist die negative Steigung zu erklären.

**Tab. 4: Statistische Kenngrössen der ermittelten Transsektparameter**

Statistische Kenngrössen	Transsektlänge	Höhendifferenz	Steigung
Anzahl Werte (n)	2699	2699	2699
Einheit	[m]	[m]	[‰]
Median	26	1.64	51
25%-Quartil	8	1.09	14
75%-Quartil	104	2.29	199
Max	1269	5.94	4420
Min	0	-2.53	-49

Die statistischen Kenngrössen (Median, Quartile, Maxima und Minima) der unabhängigen und abhängigen Transsektparameter werden in Tab. 4 gezeigt. Eine Auflistung der Kenngrössen pro See befindet sich im der Anhang A-4.

**Gewässerparameter**

**Tab. 5: Statistische Kenngrössen der Gewässerparameter**

Gezeigt werden die statistischen Kenngrössen (Median, Quartile, Maxima und Minima) verschiedener Pegelschwankungsparameter der 21 Seen, bei welchen langjährige Messreihen der Pegelstände vorhanden sind.

Statistische Kenngrössen	Fläche	m ü. M.	Pegelschwankungen						
			$P_{HHW} - P_{NNW}$	$P_1 - P_{365}$	$P_{HHW} - P_m$	$P_1 - P_m$	$P_3 - P_m$	$P_6 - P_m$	$P_9 - P_m$
Anzahl Werte	55	55	21	21	21	21	21	21	21
Einheit	[ha]	[m]	[m]	[m]	[m]	[m]	[m]	[m]	[m]
Median	12.80	447.16	1.84	1.20	1.34	0.67	0.54	0.46	0.42
25%-Quartil	0.67	429.26	1.48	1.10	0.91	0.57	0.46	0.38	0.35
75%-Quartil	730	537.01	2.41	1.57	1.62	0.97	0.78	0.62	0.55
Max	58130	1796.61	4.24	3.20	3.11	2.07	1.80	1.58	1.44
Min	0.04	270.49	1.13	0.79	0.41	0.35	0.29	0.23	0.20

Die Grösse der ausgewählten Gewässer variiert zwischen 581 km<sup>2</sup> (Bodensee) und (Alpe Zaria 8) 500 m<sup>2</sup>. Sie liegen zwischen 270 m (Luganersee) und 1796 m (Silsersee) über Meer. Die durch Pegelmessungen dokumentierten 21 Gewässer weisen grosse Unterschiede in der Pegeldynamik auf. Im Mittel liegt die maximal gemessene Pegelschwankung ( $P_{HHW} - P_{NNW}$ ) bei 1.84 m, wobei der höchste Wert 4.24 m (Walensee) und der tiefste 1.13 m (Chatzensee ZH) beträgt. Der Median der Pegeldifferenzen zwischen dem Periodenmittel ( $P_m$ ) und den 1-, 3-, 6- und 9-Tage Höchstständen reduziert sich von 0.67 auf 0.42 m. Werden die in Kapitel 3.4 für Auenwälder relevanten Pegelschwankungsbereiche ( $P_{HHW} - P_m$ ;  $P_3 - P_m$ ) als Richtwerte für die Ausbildung einer ufertypischen Vegetation verwendet, so würden die entsprechenden der Mediane bei den untersuchten Gewässern zwischen 1.34 und 0.54 m liegen. Die absoluten Extremwerte wären 3.11 m (Walensee) und 0.29 m (Chatzensee).

## 2.4.2 Werte-Verteilung der einzelnen Parameter

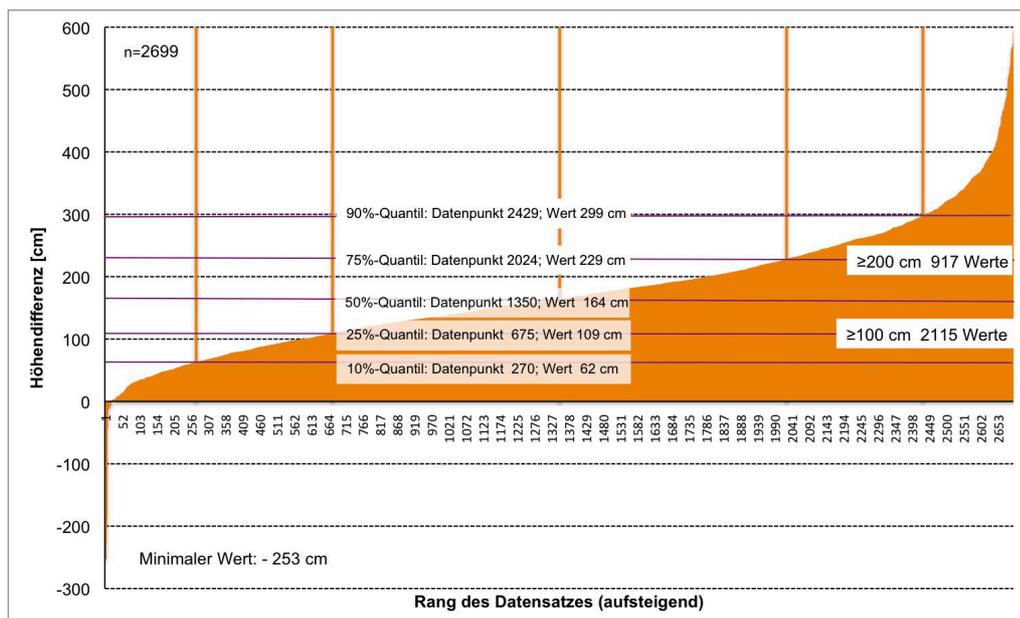
Im Hinblick auf die Untersuchung der Abhängigkeiten zwischen den Faktoren ist zu prüfen, wie die Werte über den gesamten Wertebereich verteilt sind.

### Verteilung der Höhendifferenzen

Die Werte der Höhendifferenzen zwischen den Endpunkten der Transekten sind innerhalb der 10%- und 90%-Quantilsgrenzen homogen über einen Wertebereich zwischen 0.62 und 2.99 m verteilt. Die unteren 10% der Transekten decken einen Wertebereich zwischen -2.53 und 0.62 und die oberen 10% den Wertebereich zwischen 2.99 und 5.94 ab (siehe Abb. 20).

Ausserhalb des Messfehlers vom Höhenmodell von  $\pm 0.5$  m liegen 2'115 Werte und ausserhalb des zweifachen Messfehlers noch 917 Werte. In der Folge wurde untersucht, inwieweit sich die Elimination der Werte unterhalb des 1- und 2-fachen Messfehlers (entspricht Höhendifferenzen von 1 m und 2 m) auf die Verteilung der anderen beiden Parameter (Transektlänge, Ufersteigung) auswirken würde.

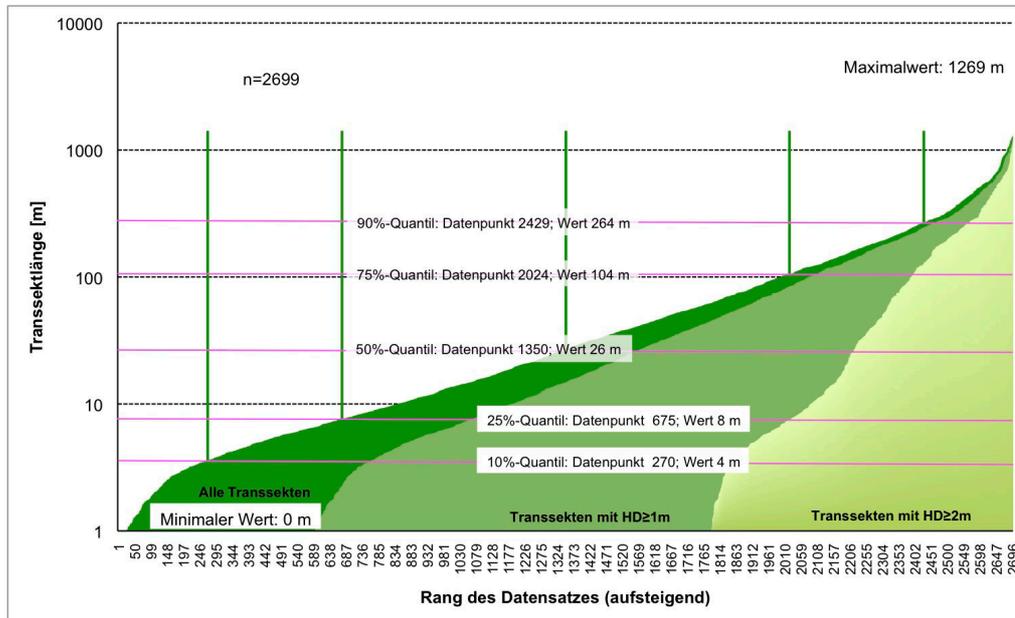
**Abb. 20: Rangfolge der Höhendifferenzen der Transekten im Wertebereich 0 - 6 m**



Die Werte der Transektlängen zeigen einen logistischen Verlauf. Betrachtet man die logarithmierten Werte der Transektlängen, so sind diese innerhalb der 10%- und 90%-

Quantilsgrenzen homogen über einen Wertebereich zwischen 4 und 264 m verteilt (siehe Abb. 21). Bei den unteren 10% der Stichproben liegen die Transsektlängen zwischen 0 und 4 m, bei den oberen 10% zwischen 264 und 1'269 m.

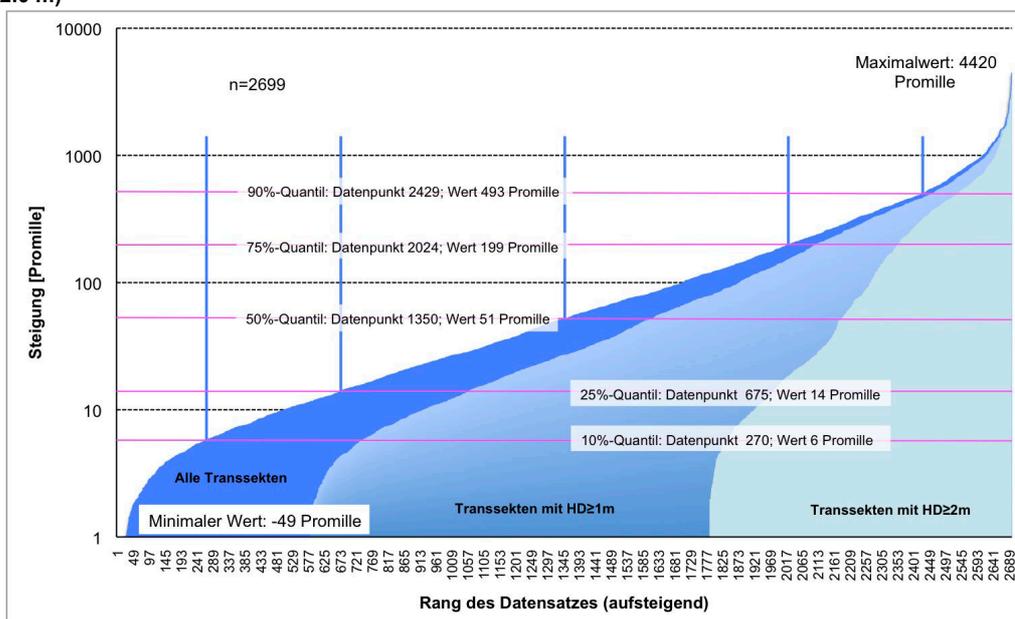
**Abb. 21: Rangfolge der Längenwerte der Transsekten im Wertebereich 0 - 1269 m aufgezeigt für alle Transsekten, Transsekten mit Höhendifferenzen  $\geq 1.0$  m und Transsekten mit Höhendifferenzen  $\geq 2.0$  m**



Der Ausschluss der Transsekten mit Höhendifferenzen  $\leq 1.0$  m hat auf die Werteverteilung der Transsektlängen keinen Einfluss. Die maximalen Wertebereiche (0 – 1269 m) werden nicht beschnitten und die homogene Verteilung bleibt erhalten. Bei einer Beschränkung auf Höhendifferenzen von  $\geq 2.0$  m würde die Verteilung aber inhomogen. Aus diesen Gründen wurde beschlossen, für die Untersuchung der Faktorabhängigkeit auf die Datensätze der Transsekten mit Höhendifferenzen  $\leq 1.0$  m zu verzichten.

**Abb. 22: Rangfolge der Steigungswerte der Transsekten im Wertebereich 0 – 442%. (unterteilt auf: alle Transsekten, Transsekten mit Höhendifferenzen  $\geq 1.0$  m und Transsekten mit Höhendifferenzen  $\geq 2.0$  m)**

Verteilung der Ufersteigungswerte



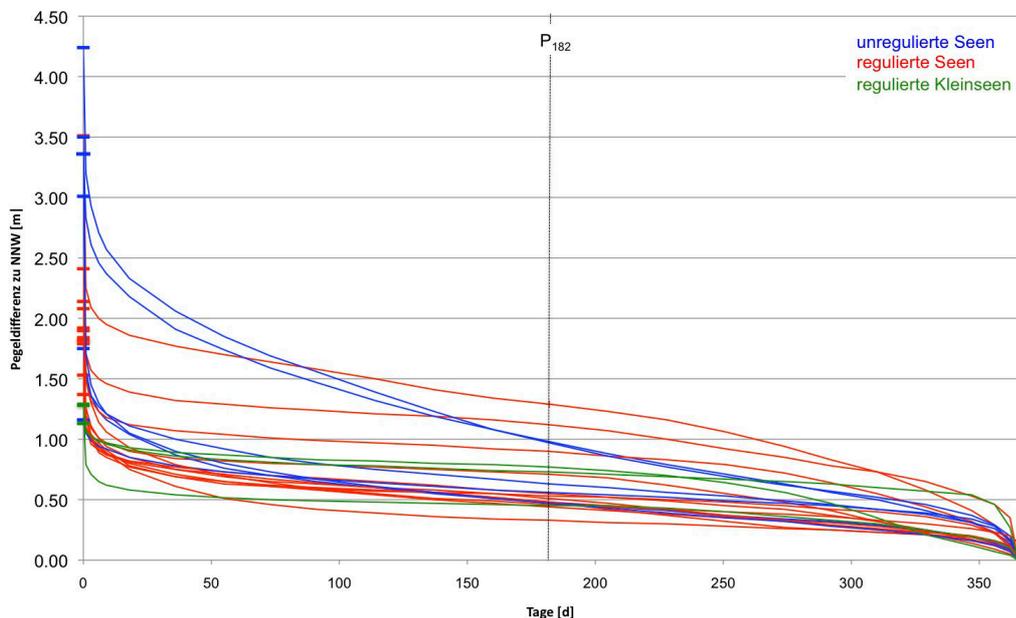
Mit den zusätzlich in der Hauptstudie generierten Datensätzen sind die steileren Uferbereiche (2-10%) im Vergleich zur Vorstudie statistisch besser vertreten. Rund ein Zehntel der Datensätze stammt von Ufern, die mehr als 50% Steigung aufweisen.

Bedingt durch die rechnerische Ermittlung aus Höhendifferenzen und Transsektlängen verlaufen die Steigungswerte zwischen dem 10%- und 90%-Quantil ebenfalls logistisch. Die Steigungswerte liegen dabei zwischen 0.6 und 49.3%. Das durchschnittliche Steigungsintervall der oberen 10% der Transsekten beträgt 392%, dasjenige der unteren 10% rund 0.2% (siehe Abbildung 22).

### Wasserspiegel- schwankungen

Die Pegel-Dauerkurven der untersuchten Seen (siehe Abbildung 23) unterscheiden sich insbesondere bezüglich der hohen Pegelstände und bezüglich der regulierten und unregulierten Seen. Bezogen auf das Niederwasser ist die Pegelamplitude bei den regulierten Seen kleiner, was meist auch Zweck der Regulierung ist. Hinsichtlich des möglichen Zusammenhangs zwischen Pegelschwankungen und der Uferbildung ist zu bedenken, dass bei den regulierten Seen das Pegelregime im historischen Verlauf Änderungen erfuhr. Auch wurde zwischen 1590 und Anfang 20. Jahrhundert bei vielen regulierten Seen der Seespiegel um bis zu 2.5 m dauerhaft abgesenkt. Daher war zu berücksichtigen, dass an den heute natürlichen Ufern sich allenfalls immer noch die Anzeichen der früheren Pegelregimes sichtbar sind (Auenwaldgesellschaften, ehemalige Verlandungsufer).

**Abb. 23: Dauerkurven der Pegelstände der untersuchten Seen bezogen auf den jeweils tiefsten gemessenen Pegelstand (PNNW). Die waagrechten Marken auf der senkrechten Achse zeigen den höchsten gemessenen (PHHW) der einzelnen Seen**



## 2.5 Abhängigkeiten zwischen den Parametern

Die erhobenen Parameter Seegrösse, Transsektlänge, Höhendifferenz der Transsektenden, Vegetationsdecke (Feld, Wald) und die Wasserspiegelschwankung wurden auf bestehende Zusammenhänge untersucht. Die ermittelten Zusammenhänge bildeten die Grundlage zur Entwicklung eines Wirkungsmodells und der daraus hervorgehenden Uferfunktion.

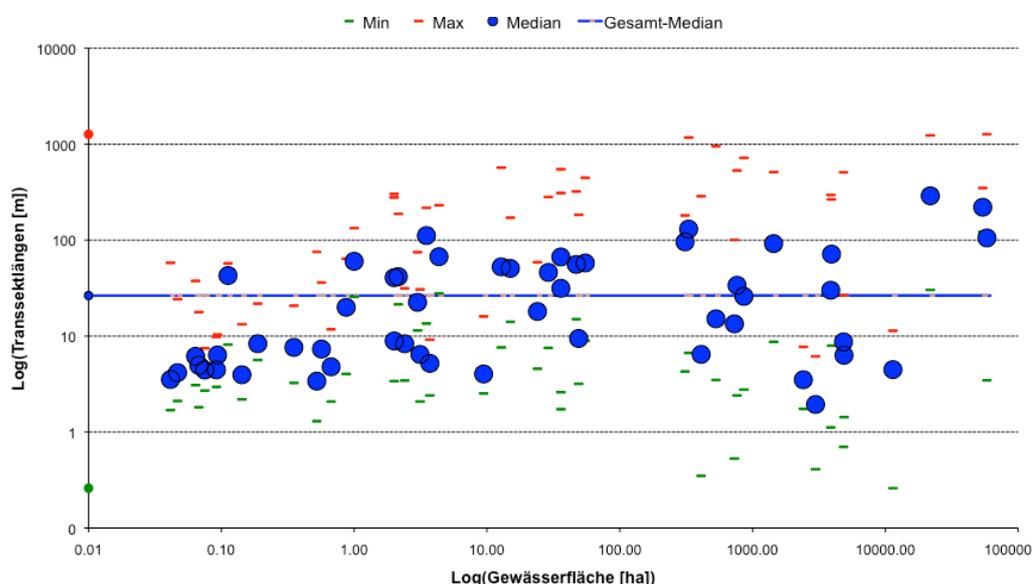
### 2.5.1 Seegrösse und Transsektlänge

Ein möglicher Zusammenhang zwischen Uferbreite und Seefläche wurde verschiedentlich postuliert und deshalb anhand der 52 stehenden Gewässer untersucht. Dabei wurden die Mediane der Transsektlänge mit den Wasserflächen der einzelnen Gewässer verglichen.

Zwischen Gewässerfläche und dem Median der Transsektlängen besteht kein stetiger Zusammenhang. Obwohl die ganz kleinen Gewässer (bis 0.1 ha) deutlich kürzere Transsekten aufweisen als die 3 grössten Seen (>10000 ha), ist im Bereich dazwischen (1-10000 ha) kein Zusammenhang erkennbar. Die Mediane der einzelnen Gewässer streuen in diesem Bereich mit steigender Gewässergrösse in gleichem Masse um den Gesamtmedian aller Transsekten (siehe Abb. 24).

Lediglich die maximale Transsektlänge und der Streubereich der Transsektlängen (Max-Min) zeigen einen leichten, grössenabhängigen Trend. Dieser ist statistisch jedoch sehr schwach gesichert. Allerdings ist zu bedenken, dass bei vielen dieser Gewässer selektiv nur einzelne naturnahe Uferbereiche erfasst wurden und die Repräsentativität der Transsektlängen für das einzelne Gewässer nicht unbedingt gegeben ist.

**Abb. 24: Keine Abhängigkeit zwischen der Gewässergrösse und der Transsektlänge**



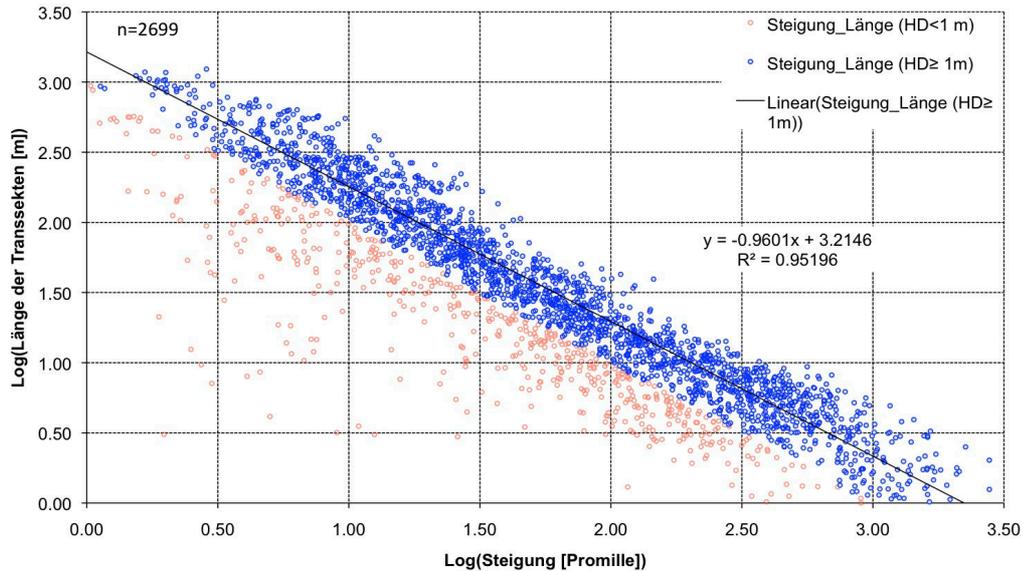
### 2.5.2 Ufersteigung und Transsektlänge

Die kartierte Uferlänge zeigt eine negative Korrelation ( $r = -0.98$ ) mit der aus Höhendifferenz und Transsektlänge gerechneten mittleren Ufersteigung. Der Zusammenhang entspricht angenähert einer inversen Tangensfunktion wobei  $b$  die Transsektlänge,  $\alpha$  der Steigungswinkel und  $a$  die Höhendifferenz sind. Durch logarithmieren der Steigungs- und Längswerte der Transekte erhält man eine simple, umgekehrt proportionale Korrelation. Die

Regressionsgerade entspricht einer linearen Funktion und hat ein Bestimmtheitsmass  $R^2$  von 0.95 (siehe Abbildung 25).

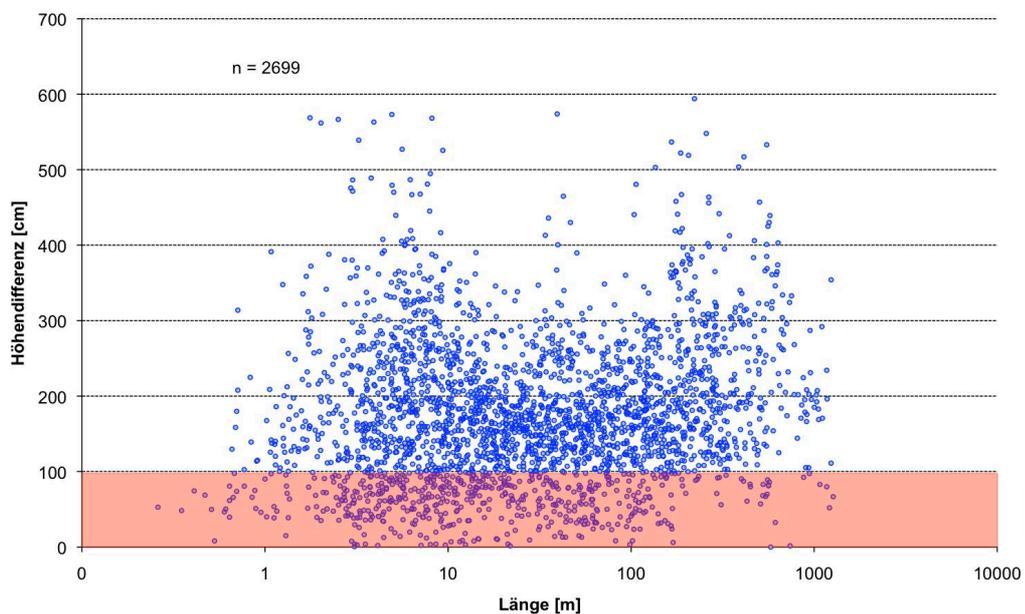
Die aus den früher dargelegten Gründen (Fehlerbereich des Höhenmodells DTM-AV) ausgeschlossenen Werte der Transekte mit Höhendifferenzen  $< 1$  m sind in der Abbildung 25 rot markiert, hingegen für die Regression nicht mitgerechnet.

**Abb. 25: Zusammenhang zwischen Transektlänge und mittlerer Ufersteigung (HD  $< 1$  m = Transekte mit Höhendifferenz weniger als 1 m, HD  $\geq 1$  m = Transekte mit Höhendifferenz 1 m oder grösser)**



Aufgrund des klaren Zusammenhangs zwischen Ufersteigung und Uferbreite kann geschlossen werden, dass ein oder mehrere Faktoren, deren Wirkung in der Höhe eng begrenzt ist, bei der natürlichen Uferbildung eine Rolle spielen.

**Abb. 26: Plot der Transektlänge und mittleren Höhendifferenz. Im roten Feld sind alle Transekte mit Höhendifferenzen  $< 1$  m. Es besteht kein Zusammenhang**



### 2.5.3 Höhendifferenzen und Transsektlänge

Innerhalb der Transsektlängen zwischen 1 m und 1000 m streuen die ermittelten Höhendifferenzen gleichermassen zwischen 0 bzw. 1 m und 3.5 m. Höhere Streuungen bis zur festgelegten theoretischen Obergrenze von 6 m bestehen bei den Uferbreiten zwischen 2 und 10 m, ungefähr bei 40 m und zwischen 140 und 550 m (siehe Abbildung 26). Weiter ist ersichtlich, dass der Ausschluss der Transsekten < 1 m Höhendifferenz die Verteilung der Höhenwerte über den gesamten Transsektlängenbereich nicht massgeblich verändert.

### 2.5.4 Feld-/Waldgrenzen und Höhendifferenz

Der Einfluss der Vegetationsdecke bei der landseitigen Abgrenzung kommt bezüglich der Höhendifferenz signifikant zum Ausdruck. Im Mittel (Mittelwerte) liegen die landseitigen Endpunkte bei Waldvegetation 0.42 m (zweiseitiger t-Test,  $p \leq 0.01$ ) höher über dem mittleren Seepiegel als bei Wiesenvegetation. Auch wenn in der Regel die Grenzziehung bei Waldvegetation auf dem Luftbild schwieriger zu bewerkstelligen war, ist es unwahrscheinlich, dass bei der grossen Zahl von Höhendaten ein systematischer Fehler auftrat. Vielmehr ist zu erwarten, dass die Fehler bei der Grenzziehung im Wald sich statistisch aufheben.

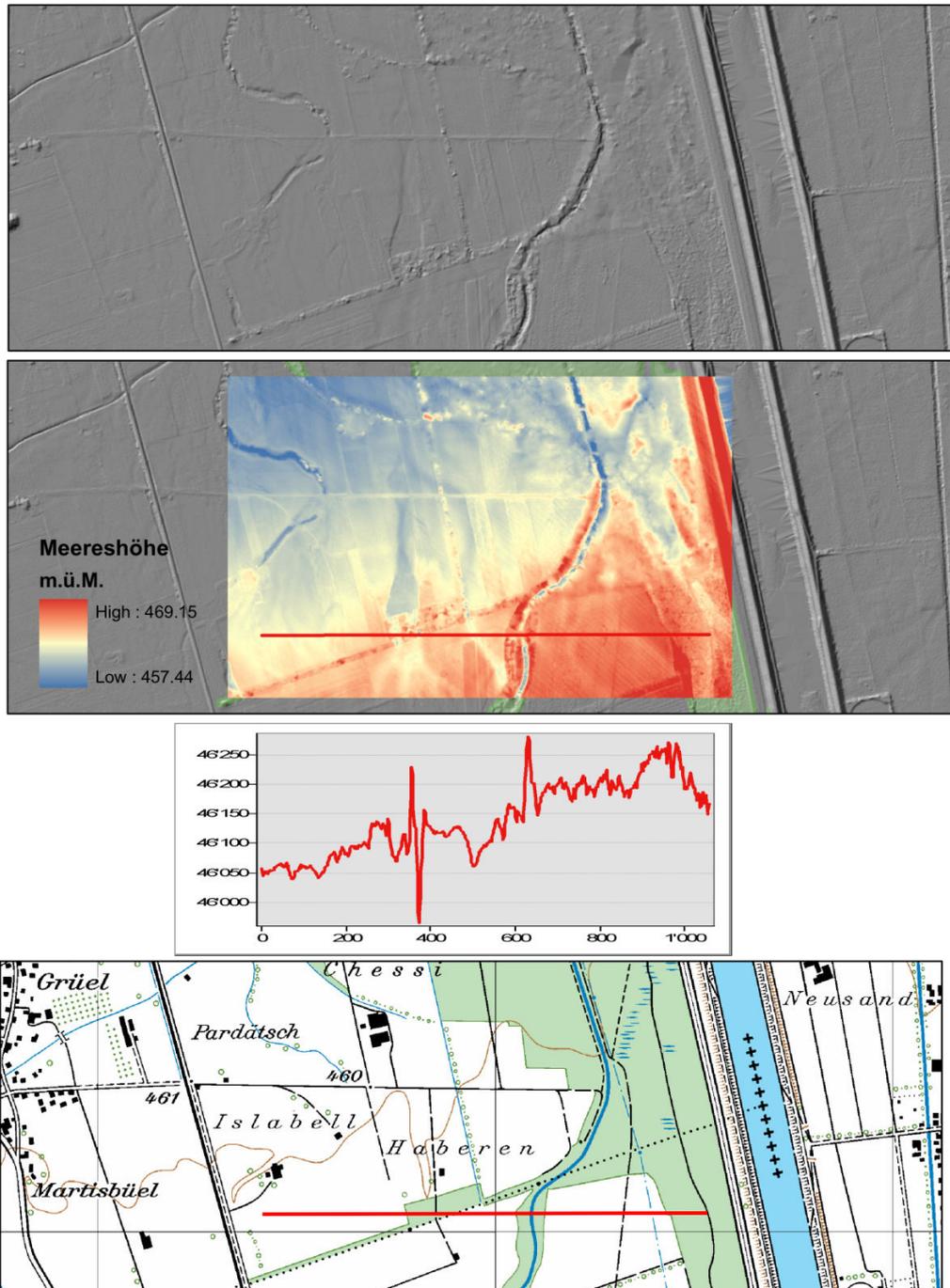
Die Swisstopo rechnet beim Lasermessverfahren für das DTM-AV gemäß den Angaben zum Höhenmodell mit einer systematischen Differenz in den gemessenen Höhen zwischen Wald- und Feldterrain. So können auf einen ausgesendeten Laser-Puls in bewaldetem Gebiet mehrere Laser-Echos zurückkommen, die verschiedene Höhenstufen im Wald darstellen: Krone, Buschwerk, Terrain, etc. Von diesen Laser-Echos wird jeweils das letzte bzw. „unterste“ weiterverwendet, von welchem angenommen wird, dass es das terrainnächste ist. Auch dieses Echo entspricht jedoch nicht immer der Terrainhöhe. Es kann eine Reflektion aus Krautschicht, Gebüsch oder sogar aus der Baumkrone sein, selbst wenn das Blattwerk minimal ist. Im Gegensatz zu Gebäuden wird bei bewaldetem Gebiet kein Reduktions-Algorithmus angewendet. D.h. es wird nichts von der Höhe abgezogen, die durch den Laser gemessen wurde. Die gestreut liegenden Laser-Rohdatenpunkte werden mittels IDW-Interpolation auf einen 2x2m Raster umgerechnet (vgl. Abb. 27). Hierdurch werden die grossen Höhenunterschiede der Rohdaten etwas geglättet (und es entsteht ein systematischer Fehler). Die Swisstopo geht deshalb davon aus, dass Lasermessungen der Terrain-Oberkante in bewaldetem Gebiet systematisch eine leicht zu grosse Höhe zurückgeben, aber nie eine zu tiefe. Wieviel der systematische Fehler ausmacht, ist bei der Swisstopo nicht bekannt (Auskunft von U. Helg, BAFU, Artuso, R. et al. 2004, Maas, H.-G.; 2004).

Um für die spezifischen Standorte der vorliegenden Studie trotzdem mit einem Fehlerwert zu erhalten und diesen in Bezug zur gefundenen Feld- oder Walddifferenz setzen zu können (siehe Abbildung 28), wurden an allen Schnittpunkten zwischen Uferlinien und der Feld-Waldgrenze die Höhenniveaus im DTM-AV von gepaarten Punkten (je einer im Wald und einer im Feld) verglichen. Die Punktepaare liegen 0, 1, 2, 4, 8 und 16 m parallel zur Uferlinie. Um die Varianzen der Höhendifferenzen möglichst gering zu halten, wurde für jedes Gewässer an Stelle der absoluten Höhenangabe (m ü. M.) eine Referenzhöhe bestimmt, die 1-2 m unter der Höhe des mittleren Wasserspiegels des jeweiligen Gewässers liegt. Die Resultate sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Zwischen den Niveau-Mittelwerten der Feld- und Waldpunkte bestehen bei allen Uferparallelen (0-, 1-, 2-, 4-, 8-, 16 m Uferparallelen) keine signifikanten Unterschiede (zweiseitiger ungepaarter t-Test;  $p = \geq 0.886$ ). Maximal unterscheiden sich die Mittelwerte um 3 cm (Paare 16 m vom Ufer entfernt).

**Abb. 27:** Beispiel für den Einfluss der Vegetation auf die Laser-Puls-Echos bei der Erstellung des Höhenmodells DTM-AV. Auf der eingezeichneten Linie (Verlauf des Höhenquerprofils) wird die Abfolge von Feld und Wald durch unterschiedliche Terrainhöhen wiedergegeben

Das Signal entlang der roten Linie zeigt immer beim Übergang von Feld zu Wald einen Ausschlag nach oben und verläuft dann innerhalb der Waldfläche auf einem höheren Niveau.



Der Niveauunterschied an den landseitigen Transsektenden zwischen Feld und Wald ist mit 0.42 m deutlich grösser. Dies ist ein klares Indiz, dass der Unterschied durch den tieferen Wurzelraum der Waldbäume und damit einem niveaumässig höher wirkenden Einfluss des Grund- und Bodenwassers bedingt ist.

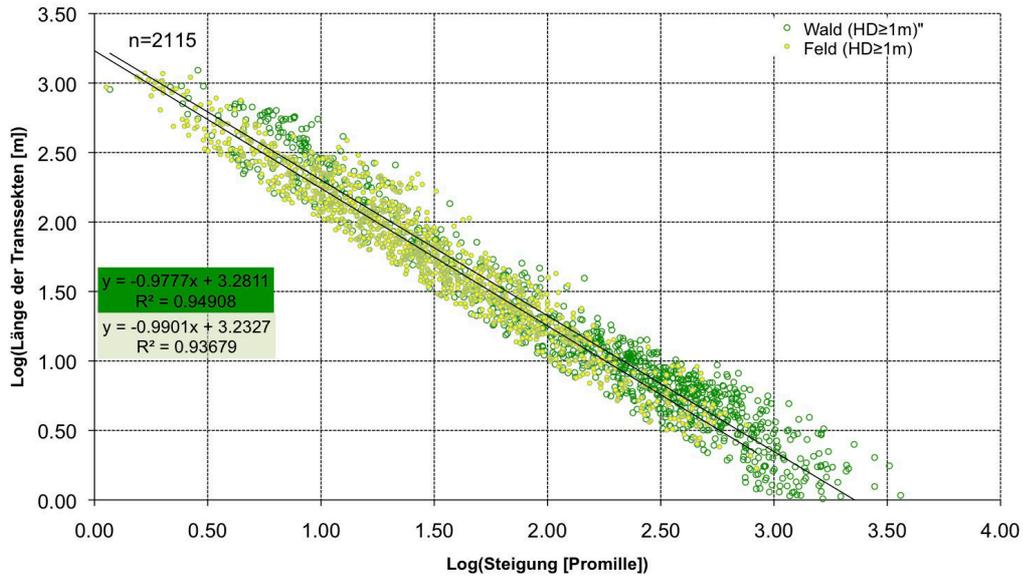
**Tab. 6: Statistische Messfehler zwischen niveaugleichen Punkten auf Feld- und Waldstandorten**

Die untersuchten Uferparallelen liegen jeweils 1 m, 2 m, 4 m, 8 m und 16 m landseitig von der Uferlinie versetzt.

	Anzahl Punkte	Mittelwert	Varianz	Median	Min.	Max.	t-Test zweiseitig - ungepaart
<b>0 m parallel zur Uferlinie</b>							
Feld [m ü. M.]	222	1.71	1.708	0.43	1.57	0.90	
Wald [m ü. M.]	222	1.71	1.706	0.41	1.56	0.79	
Differenz [m]	222	0.00	-0.002	0.13	0.00	-1.75	0.969
<b>1 m parallel zur Uferlinie</b>							
Feld [m ü. M.]	284	1.79	0.393	1.73	0.97	5.22	
Wald [m ü. M.]	284	1.77	0.409	1.66	0.91	4.87	
Differenz [m]	284	-0.01	0.143	0.00	-1.25	2.43	0.790
<b>2 m parallel zur Uferlinie</b>							
Feld [m ü. M.]	287	1.85	0.45	1.77	1.00	5.88	
Wald [m ü. M.]	287	1.83	0.44	1.73	0.83	4.87	
Differenz [m]	287	-0.02	0.16	0.00	-1.30	2.58	0.688
<b>4 m parallel zur Uferlinie</b>							
Feld [m ü. M.]	290	1.92	0.435	1.83	1.00	5.03	
Wald [m ü. M.]	290	1.93	0.470	1.82	0.83	5.30	
Differenz [m]	290	0.01	0.196	0.00	-1.45	2.47	0.874
<b>8 m parallel zur Uferlinie</b>							
Feld [m ü. M.]	346	2.07	0.346	1.99	1.00	4.14	
Wald [m ü. M.]	346	2.08	0.389	2.03	0.88	5.08	
Differenz [m]	346	0.01	0.159	-0.01	-1.30	2.59	0.861
<b>16 m parallel zur Uferlinie</b>							
Feld [m ü. M.]	389	2.19	0.44	2.12	0.92	4.65	
Wald [m ü. M.]	389	2.22	0.52	2.15	0.52	6.47	
Differenz [m]	389	0.03	0.24	0.00	-1.84	4.82	0.553
<b>Alle Wertepaare</b>							
Feld [m ü. M.]	1818	1.95	0.44	1.87	0.90	5.88	
Wald [m ü. M.]	1818	1.95	0.48	1.89	0.52	6.47	
Differenz [m]	1818	0.00	0.18	0.00	-1.84	4.82	0.886

Der Unterschied ist auch an den parallel verlaufenden Regressionsgeraden der Steigungs-/Transsektlängenabhängigkeit ersichtlich. Die Regressionsgerade für Transsekten mit Endpunkten im Wald verläuft im ganzen Steigungs-/Längenbereich auf einem höheren „Niveau“ als diejenige von Transsekten mit Feldendpunkten. Das heisst, bei gleicher Steigung sind Waldtranssekte länger, weil der tiefere Wurzelraum sich auf einer grösseren Flurhöhe auswirkt. In Abbildung 28 sind die Regressionsgeraden für beide Vegetationskategorien dargestellt. Die Datensätze enthalten wiederum nur Transsekten mit Höhendifferenzen  $\geq 1$  m.

**Abb. 28: Unterschiedliche Regressions-Geraden bei Wiesen- und Waldvegetation (HD $\geq$ 1 m = alle Transekten mit Höhendifferenz  $\geq$ 1 m)**

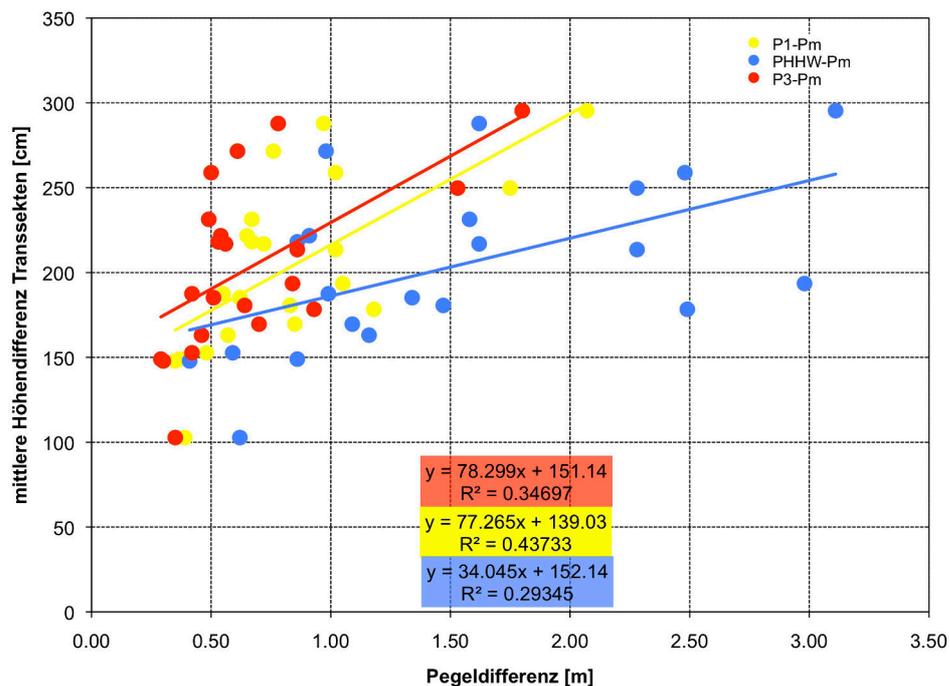


Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die diskutierten Höhendifferenzen zwischen Feld und Wald im Genauigkeitsbereich des DTM-AV und der Laser-Puls-Methodik liegen. Fakt ist aber auch, dass einerseits die 3-D-Laser-Puls Bilder die Vegetation oft in einer unterschiedlichen Terrainhöhe darstellen (siehe Abbildung 27), andererseits die diesbezüglich gemachte statistische Auswertung auf den spezifischen Standorten der Studie keine systematischen Unterschiede zeigen.

### 2.5.5 Pegelschwankung und Höhendifferenz der Transekten

Ein Zusammenhang zwischen den unterschiedlichen Pegelschwankungen der Seen und der ermittelten Höhendifferenz der Transekten ist zumindest in der Tendenz erkennbar.

**Abb. 29: Abhängigkeit zwischen Pegelschwankung und seespezifischen, mittleren Höhendifferenzen der Transekten**



In Abbildung 29 wurden drei verschiedene Pegelschwankungsparameter ( $P_1 - P_m$ ;  $P_{HHW} - P_m$ ;  $P_3 - P_m$ ) gegen die Mittelwerte der Transsekthöhendifferenzen von 21 Gewässern in Beziehung gestellt. Das beste Bestimmtheitsmass weist die Regressionsgerade mit dem Pegelschwankungsparameter ( $P_1 - P_m$ ) auf. Auffällig ist, dass alle Regressionsgeraden gegen Achsenschnittpunkte verlaufen, die eng bei 150 cm Höhendifferenz liegen. Bei Extrapolation der Geraden auf Pegelschwankung 0 würde dies bedeuten, dass die Ufertranssekten in jedem Falle im Mittel bei 1.5 m über dem Wasserpegel enden.

### 2.5.6 Schlussfolgerungen der Faktorenanalyse

Aus den untersuchten Faktorzusammenhängen geht hervor, dass die Gewässergrösse kein relevanter Faktor für die Breite der natürlichen Uferäume ist. Auch besteht zwischen der Variation der Uferbreite und der Variation der Höhendifferenzen keine direkter Zusammenhang. Sowohl an schmalen wie auch an breiten Ufern können die Transsekten grosse und kleine Höhendifferenzen aufweisen.

Eine starke Abhängigkeit besteht zwischen der Ufersteigung und der Transsektlänge. Sie lässt sich annähernd durch eine inverse Tangensfunktion beschreiben.

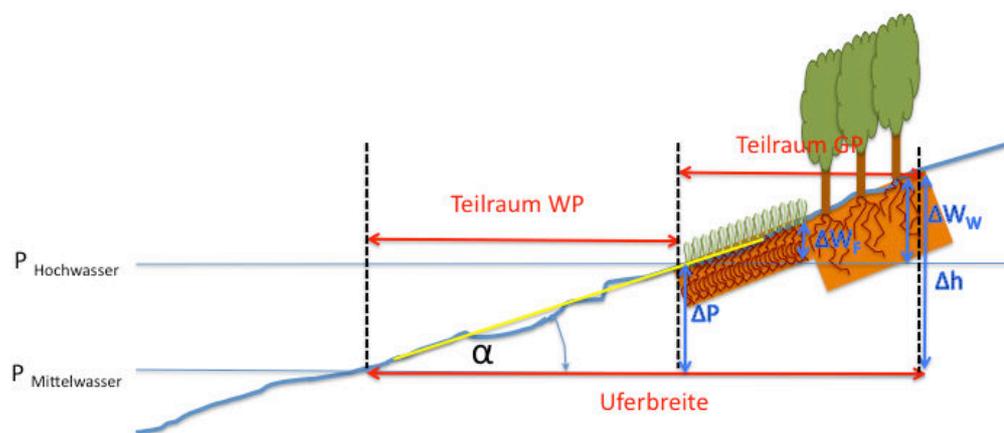
Weiter haben die Faktoren Vegetationsbedeckung und Pegelschwankung einen moderaten Einfluss auf die Steigungs-/Längenbeziehung. Unter Waldvegetation breitet sich der natürliche Uferraum landseitig durchschnittlich um 0.4 m höher aus als bei Feldvegetation. Die jährlichen Wasserpegelschwankungen wirken sich über eine Grundhöhe von ca. 1.5 m um den Faktor ca. 0.8 (vgl. gelbe Trendlinie in Abbildung 29) auf die weitere Höhe der landseitigen Uferraumbegrenzung aus.

## 2.6 Ableitung eines Wirkungsmodells

### 2.6.1 Aufbau des Wirkungsmodells

Das Wirkungsmodell beruht auf der Grundbeziehung zwischen der Ufersteigung mit dem Winkel  $\alpha$  und der Uferbreite (Transsektlänge) bei einer bestimmten Wirkungshöhe  $\Delta h$  des Seewassers. Die Wirkungshöhe wird einerseits durch den Teilraum (WP) mit der Pegeldifferenz ( $\Delta P$ ) bestimmt, der vom fluktuierenden Wasserspiegel überflutet wird und andererseits durch den anschliessenden Teilraum (GP) mit den Wurzelräumen ( $\Delta WW$ ;  $\Delta WF$ ), die vom Grundwasserspiegel, der mit dem Seewasserpegel korrespondiert, noch hydrologisch beeinflusst werden.  $\Delta WW$  und  $\Delta WF$  sind die Wurzelräume von Wald bzw. Feld (Wiesen). Sie weisen eine unterschiedliche Mächtigkeit auf (siehe Abb. 30).

Abb. 30: Grundelemente des Wirkungsmodells zur Ermittlung des PNU



Das Wirkungsmodell lässt sich durch folgende Gleichungen formulieren:

$$\text{Steigung (= tan } (\alpha)) = \frac{\Delta h}{\text{Uferbreite}} \quad (1.1)$$

oder

$$\text{Uferbreite} = \frac{\Delta h}{\text{Steigung (= tan } (\alpha))} \quad (1.2)$$

Dabei ist die Steigung des Tangens des mittleren Steigungswinkels  $\alpha$  und  $\Delta h$  die hydrologische Wirkungshöhe des stehenden Gewässers:

$$\Delta h = \Delta P + \Delta W_F; \Delta W_W \quad (2)$$

$\Delta P$  ist die Pegelschwankung, ausgedrückt durch einen geeigneten Pegelschwankungsparameter,  $\Delta W_F$  und  $\Delta W_W$  die vom korrespondierenden Grundwasserpegel beeinflussten Wurzelräume unter Feld- bzw. Waldvegetation.

Die logarithmische Form der Gleichung lautet:

$$\log (\text{Steigung}) = \log (\Delta h) - \log (\text{Uferbreite}) \quad (3.1)$$

oder

$$\log (\text{Uferbreite}) = \log (\Delta h) - \log (\text{Steigung}) \quad (3.2)$$

## 2.6.2 Diskussion der Parameter und Variablen

In der Gleichung sind in der Regel die Steigung und  $\Delta h$  die unabhängigen Variablen, die Uferbreite die gesuchte abhängige Variable.

### Ufersteigung

Die Ufersteigung kann direkt im Gelände bestimmt oder aus dem Höhenmodell des DTM-AV berechnet werden. Da der Steigungswinkel  $\alpha$  im Gelände mit der Distanz von der Wasserlinie variieren kann, muss ein approximativer Mittelwert genommen werden. Eine vernünftige Richtgrösse ist der mittlere Steigungswinkel bis zur 3 m Höhenlinie über dem mittleren Seepegel. Bei speziellen topografischen Verhältnissen muss dieser jedoch der Situation angepasst werden.

### Hydrologische Wirkungshöhe

Die hydrologische Wirkungshöhe könnte aus vorhandenen Pegeldaten, zu erhebenden Boden- und Vegetationsparametern unter grossem Aufwand abgeschätzt werden, ist aber in der Regel nicht bekannt. Bei grösseren stehenden Gewässern kann man auf langjährige Pegelstandsdaten zurückgreifen und  $\Delta P$  bestimmen. Allerdings ist noch festzulegen, welcher Pegelschwankungsparameter ( $P_{HHW} - P_m$ ;  $P_1 - P_m$ ;  $P_3 - P_m$ ; etc.) zu verwenden ist. Ebenso sind die aus der Literatur und der Faktoranalyse bestehenden Hinweise für  $\Delta W_F$  und  $\Delta W_W$  im Rahmen des Eichungsprozesses des Modells zu berücksichtigen und prüfen. Mit einem GIS kann, in Verbindung mit einem genauen Höhenmodell, der Uferraum direkt anhand der hydrologischen Wirkungshöhe bestimmt werden.

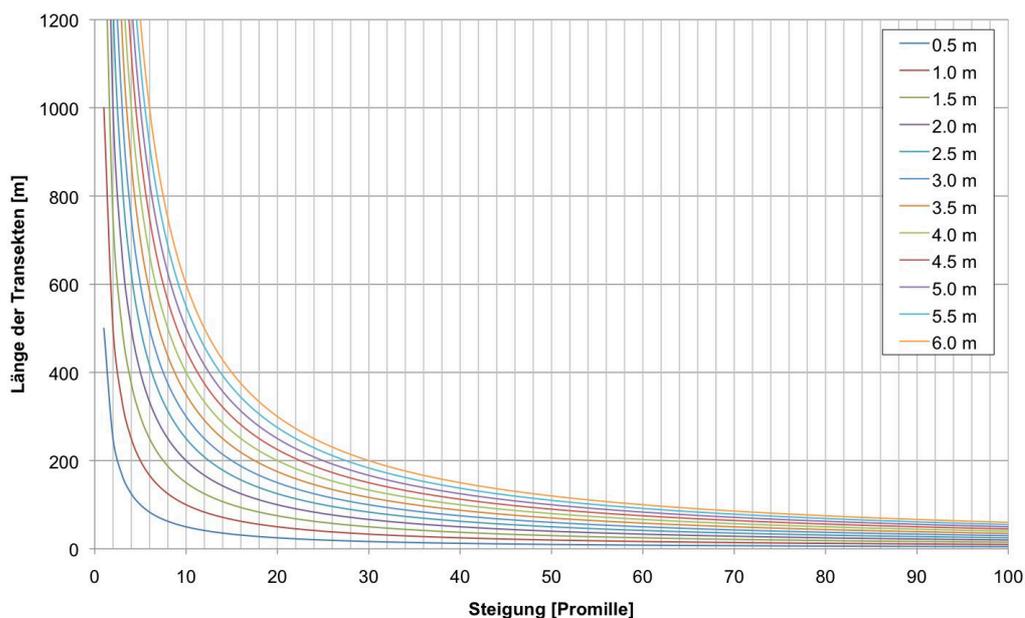
### Uferbreite

Das Modell liefert eine Breitenangabe für den Uferraum bezogen auf einen im festgelegten Winkel zur Uferlinie verlaufenden Transsekt. Bei der vorliegenden Untersuchung wurde in der Regel ein  $90^\circ$  Winkel genommen. Dies ist aber nicht immer die plausibelste Lösung. In einzelnen Fällen ergeben sich aus der besonderen Form des Wasserlinienverlaufs bei der Weiterführung der Transsekten unvernünftige Uferbreiten. In solchen Fällen muss ein plausiblerer Winkel gewählt werden.

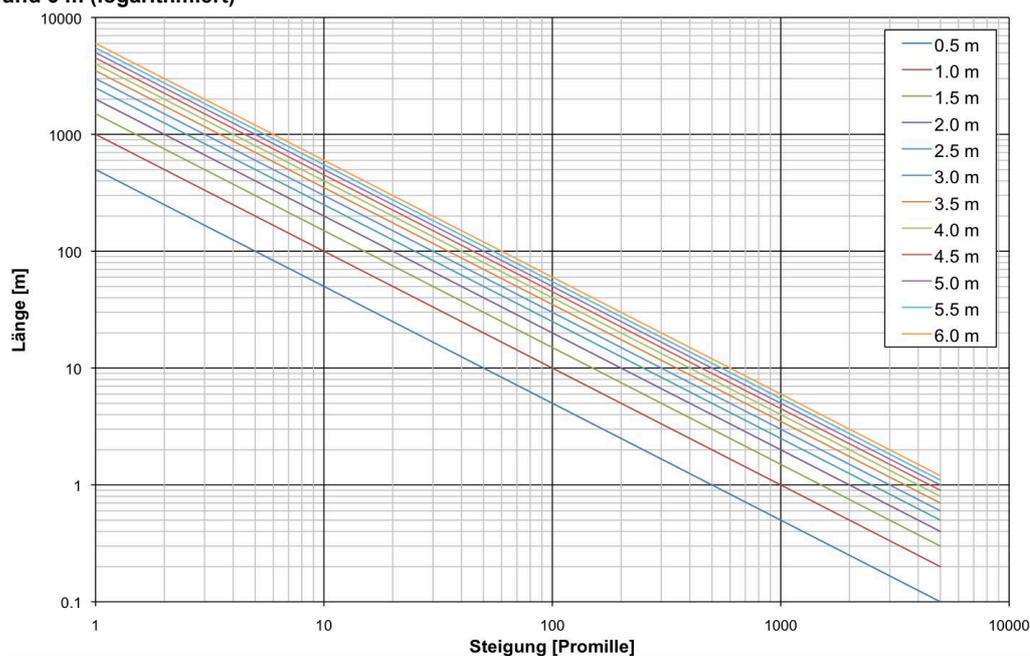
### 2.6.3 Sensitivität der Parameter

Die Sensitivität der Modellparameter kann theoretisch überprüft werden. Die unabhängige Variable Steigung wurden jeweils über einen grossen Bereich variiert und die rechnerischen Ergebnisse grafisch festgehalten. Die Steigung variiert dabei zwischen  $>0$  und 100 Promille, die Wirkungshöhe in 0.5 m Schritten zwischen 0.5 m und 6 m. Die Ergebnisse werden in Form von Kurvenscharen gezeigt. Abbildung 31a in unlogarithmierter und Abb. 31b in logarithmierter Form.

**Abb. 31a: Sensitivität der Transektlänge bei Variation der Steigung und Wirkungshöhe zwischen 0 und 6 m (nicht logarithmiert)**



**Abb. 31b: Sensitivität der Transektlänge bei Variation der Steigung und Wirkungshöhe zwischen 0 und 6 m (logarithmiert)**



Erwartungsgemäss nimmt die Sensitivität der Transektlänge bzw. die Uferbreite mit zunehmendem Steigungswinkel ab. Spätestens unterhalb einem Prozent ist die Steigung

hochsensitiv, je nach  $\Delta h$  nimmt pro zwei Steigungspromille die Transsektlänge um mehrere 100 m zu. Ca. ab 100 ‰ ist die Steigung nicht mehr breitensensitiv.

Die Wirkungshöhe beeinflusst den sensitiven Bereich der Steigung. Dieser wird mit zunehmender Wirkungshöhe verbreitert. Bei kleinen Wirkungshöhen ist das Modell bezüglich der Transsektlänge im Bereich bis 20 ‰, bei grossen (bis 6 m) in einem Bereich bis 100 ‰ sensitiv.

#### 2.6.4 Prüfung der Funktionalität des Modells an 21 Seen

Zunächst wurde die grundsätzliche Funktionalität des Wirkungsmodells geprüft. Wenn die Funktionalität der allgemeinen Wirkungsformel die Wirklichkeit richtig abbildet, dann gibt es für jeden See ein ideales  $\Delta h$ , das für jeden Steigungswinkel die richtige, d.h. die kartierte Uferbreite darstellt. Da der wirkliche hydrologische Wirkungsbereich  $\Delta h$  der Seen nicht bekannt ist, muss er für jeden See abgeschätzt werden. Das „wirkliche“  $\Delta h$  eines Sees unterscheidet sich vom „geschätzten“  $\Delta h'$  nur durch einen konstanten Wert  $c$ . Daraus folgt aus der Wirkungsformel zwingend, dass zwischen „Natur“ und „Modell“ ein linearer Zusammenhang bestehen muss.

$$\begin{array}{c|c} \text{„Natur“} & \text{„Modell“} \\ \hline \text{Uferbreite}_{\text{kar}} = \frac{\Delta h}{\text{Steigung in \% (=tan}(\alpha)\text{)}} & \text{Uferbreite}_{\text{mod}} = \frac{\Delta h'}{\text{Steigung in \% (=tan}(\alpha)\text{)}} \end{array}$$

$\Delta h$  = tatsächlicher hydrologischer Wirkungsbereich,  $\Delta h'$  = geschätzter hydrologischer Wirkungsbereich

Die Linearität zwischen der wirklichen, kartierten Uferbreite und der vom Modell vorausgesagten wurde anhand der Transsektdatensätze von 21 Seen oder Seeuferbereichen geprüft. Dabei wurden die kartierten Uferbreiten eines Sees den mit einem hypothetischen hydrologischen Wirkungsbereich  $\Delta h'$  berechneten Uferbreiten in einem xy-Diagramm gegenübergestellt.

In einem ersten Schritt wurde an 21 Gewässern geprüft, wie weit die Punkte um die idealisierte Geraden streuen. bzw. ob zwischen Modell und kartierter Wirklichkeit eine gute lineare Korrelation besteht. Dies war bei 15 Gewässern der Fall. Bei ihnen war das Bestimmtheitsmass  $R^2$  der Regressionsgeraden  $> 0.85$  (siehe Abbildung 32, Zugersee). Bei den 6 andern Gewässern war die Streuung zu gross ( $R^2 < 0.8$ ) um eine klare Linearität zu erkennen (siehe Abb. 32 Lauerzersee).

**Abb. 32: Beispiele für Regressionsergebnisse zwischen Modell und Kartierung x-Achse gemessene Werte, y-Achse modellierte Werte. Die dicke Linie ist die 1:1 Gerade (Modell = Ist) und die dünne die Trendline**

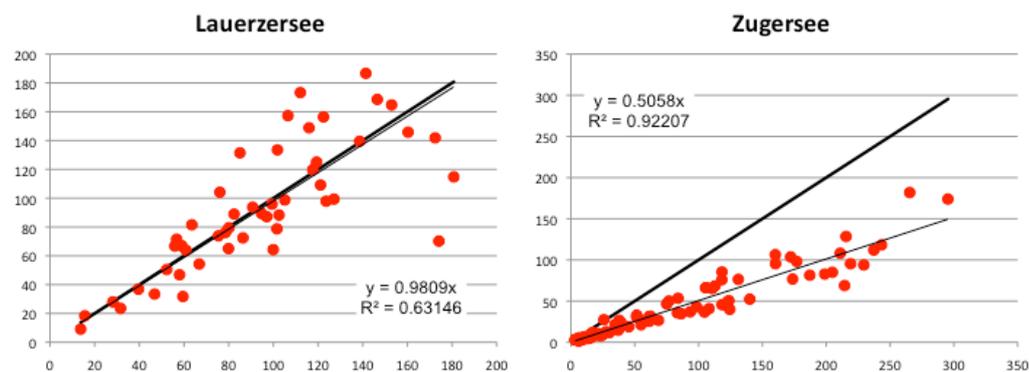
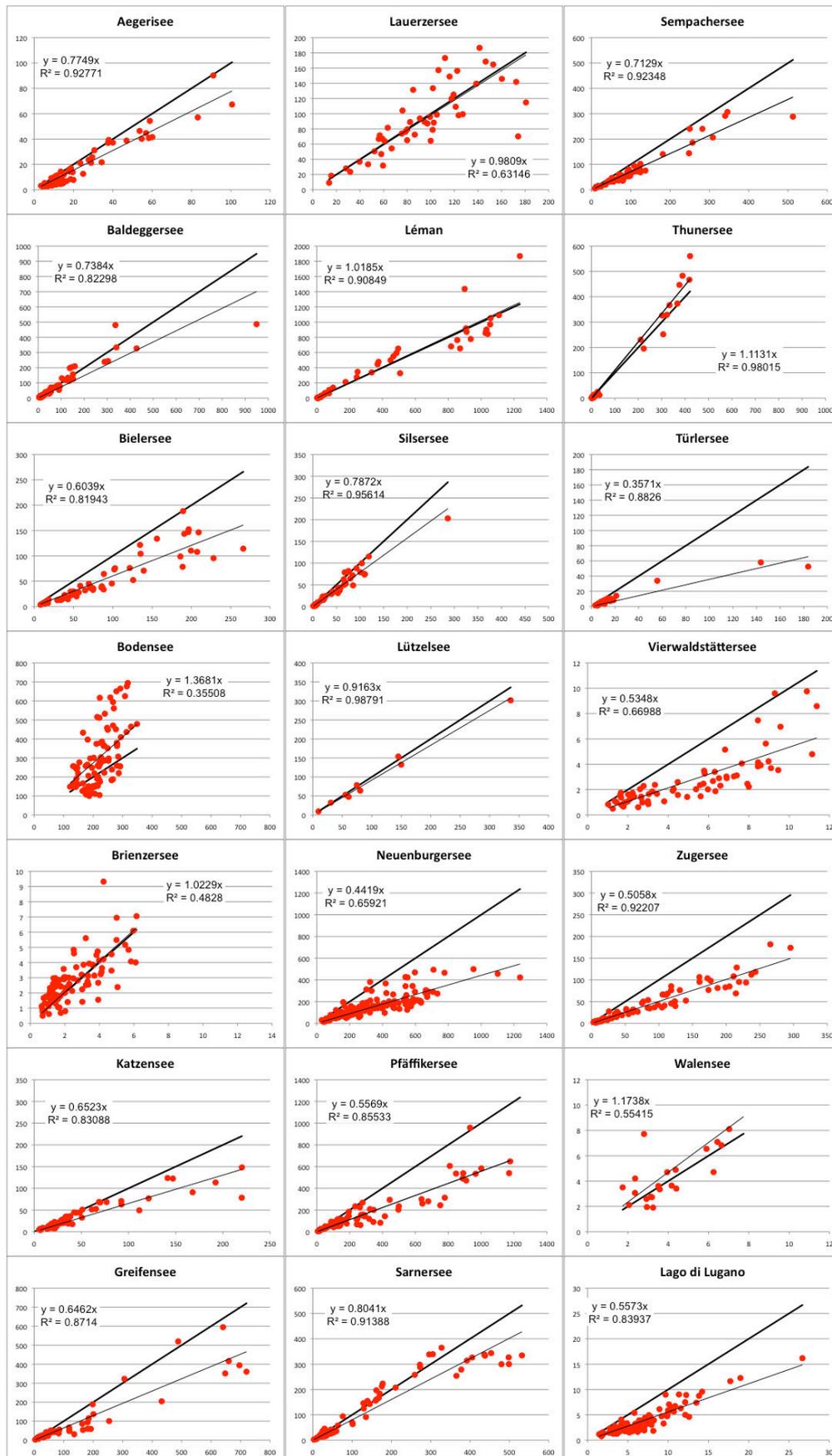


Abb. 33: Regressionsergebnisse bzw. Prüfung der Linearität zwischen Modell und Kartierung bei den 21 Seen (x-Achse gemessene Werte, y-Achse modellierte Werte)



Zu den sechs Seen und Seeuferbereichen die keine Linearität zeigten gehörten Lauerzersee sowie Uferabschnitte von Bodensee, Vierwaldstättersee, Brienersee, Walensee und Neuenburgersee. Beim Vierwaldstättersee, Walensee und Brienersee wurden nur Steilufer erfasst. Die kartierten Uferbreiten der Transekte lagen innerhalb von wenigen Metern, was weit unterhalb der Genauigkeit der Luftbildkartierung lag. Dadurch wurde der Einfluss des Kartierfehlers zu gross. Beim Lauerzersee grenzen ausgedehnte Hangmoore an die Feuchtgebiete, die im hydrologischen Einflussbereich des Sees liegen, wodurch eine Abgrenzung der durch Hangwasser gebildeten Moore und vom Seewasserpegel beeinflussten Uferbereiche schwierig wurde. Die kartierten, landseitigen Grenzen sind vermutlich zu ungenau. Die Gründe für die fehlende Linearität konnten beim Boden- und Neuenburgersee nicht plausibel erklärt werden.

**Identifikation  
systematischer  
Abweichungen**

Als zweiter Schritt wurde bei den 15 verbleibenden Gewässern geprüft, ob die Punkte auf der 1:1-Geraden, darüber oder darunter verliefen. Lag die Trendlinie über der 1:1-Geraden (z.B. Walensee), lieferte das Modell eine systematische Überschätzung, lag sie darunter, eine systematische Unterschätzung der Wirklichkeit (z.B. Zugersee). Gemäss der Formel des Wirkungsmodells wird die Steigung der Trendlinie in Abbildung 33 einzig durch  $\Delta h$  bestimmt.

### 2.6.5 Eichung des Parameters Wirkungshöhe

Die Eichung des Parameters Wirkungshöhe erfolgte an den Gewässern, die eine gute Linearität zwischen wirklichen und modellierten Uferbreiten zeigten und von denen gesicherte Pegeldata zur Verfügung standen. Dabei wurden die kartierten mit den errechneten Transektlängen verglichen und in einem xy-Diagramm gegenübergestellt. Bei Übereinstimmung von Modell und Wirklichkeit müssten die Punkte genau auf einer 1:1-Geraden liegen. Oder umgekehrt muss der  $\Delta h$  Wert solange optimiert werden, bis eine 1:1-Übereinstimmung besteht. Bei Eingabe der kartierten Transektlängen und der errechneten Steigungswerte in die Modellformel sowie bei einer guten Korrelation zwischen Modell und der kartierten Wirklichkeit, lässt sich  $\Delta h$  rechnerisch ermitteln.

**Bestimmung des  
idealen  $\Delta h$ 's der  
einzelnen  
Gewässer**

Für jedes Gewässer wurde rechnerisch der  $\Delta h$ -Wert ermittelt, bei dem die Regressionsgerade auf die 1:1-Gerade zu liegen kommt. Damit hatte man 15-Eichpunkte für  $\Delta h$ , an denen die einzelnen Faktoren der Wirkungshöhe (Pegelschwankungsgrösse, Wurzelraummächtigkeit, Unterschied Feld-/Waldvegetation) geeicht bzw. bestimmt werden konnten.

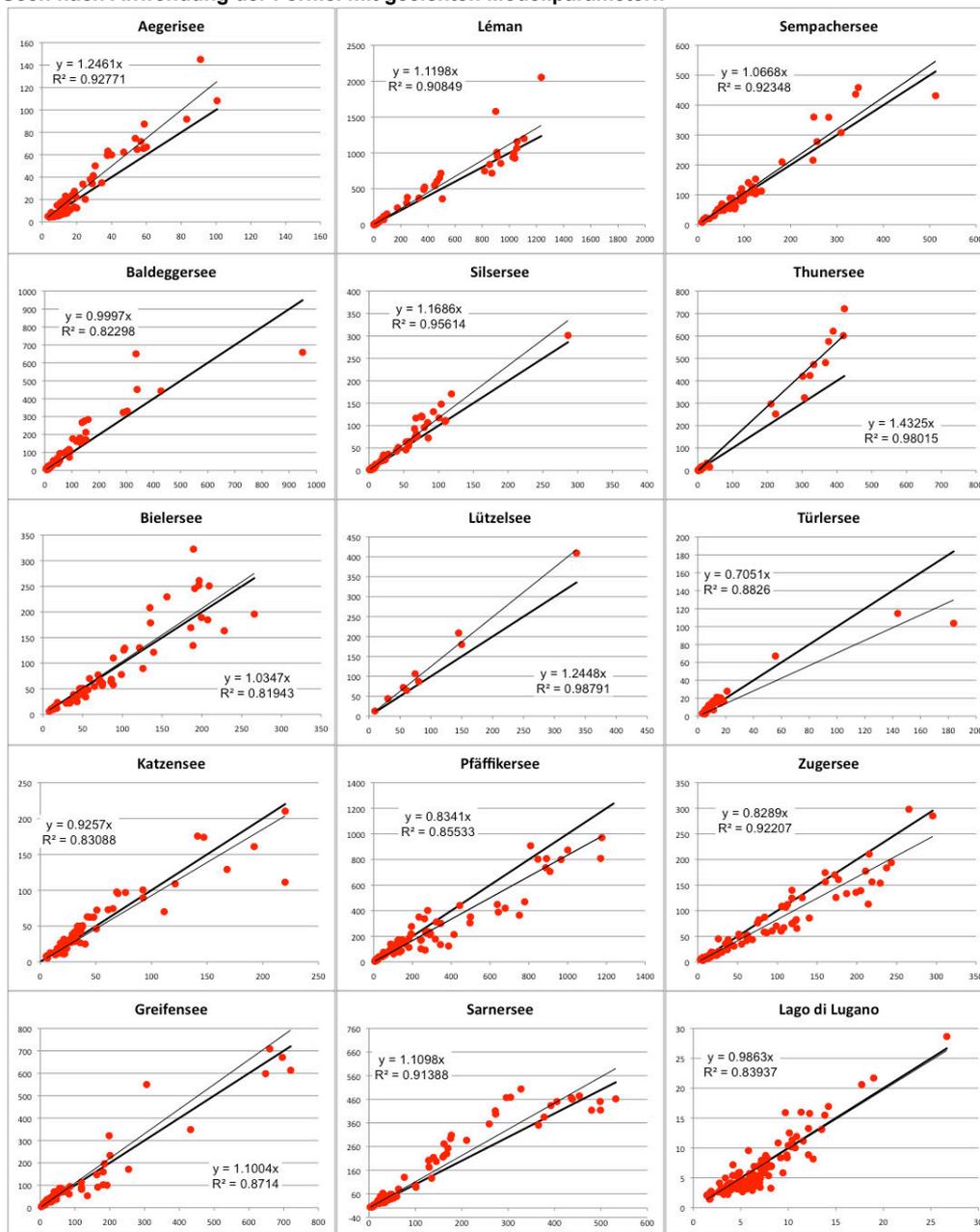
**Bestimmung der  
Parameter für  $\Delta h$**

In der Formel für die Wirkungshöhe  $\Delta h$  sind gemäss (2) die Parameter Pegelschwankung ( $\Delta P$ ), die Wurzelraumtiefen  $\Delta W_w$  und  $\Delta W_f$  zu bestimmen. In zahlreichen Eichschritten wurden die Parameter von  $\Delta h$  soweit verändert, bis die Summe der Abweichungen zwischen den idealen  $\Delta h$ 's der 15 Gewässer und den von der Formel ermittelten minimal wurde.

Im Rahmen dieses Eichprozesses wurde die Formel (2) für  $\Delta h$  zur Formel (4) erweitert. In einer ersten Eichsequenz wurden Werte für  $\Delta P$  und  $\Delta W_f$  gesucht, bei denen die Abweichungen am geringsten waren. Dies war bei  $\Delta P = (P_1 - P_m)$  und  $\Delta W_f = 1.05$  der Fall. In der zweiten Eichsequenz wurde der Term  $(n_w / (n_f + n_w)) * (\Delta W_w - \Delta W_f)$  hinsichtlich einer minimalen Abweichung optimiert.  $n_w / (n_f + n_w)$  ist durch die Transektdata gegeben. Der Wert für den Parameter  $\Delta W_f$  wurde wiederum nach der Methode der geringsten Abweichung gesucht.

Die verbleibende durchschnittliche Abweichung des vorausgesagten  $\Delta h$  vom idealen  $\Delta h$  der einzelnen Gewässer beträgt noch 16%.

Abb. 34: Übereinstimmungsgrad zwischen den modellierten und kartierten Transektlängen bei 15 Seen nach Anwendung der Formel mit geeichteten Modellparametern



Für  $\Delta h$  muss in der allgemeinen Formel des Wirkungsmodells:

$$\Delta h = (P_1 - P_m) + \Delta W_F + (n_W / (n_F + n_W)) * (\Delta W_W - \Delta W_F) \quad (4)$$

eingesetzt werden, wobei:

- $(P_1 - P_m)$  = Pegeldifferenz zwischen dem Pegelstand, der jährlich an einem Tag erreicht oder überschritten ist und dem mittleren Pegelstand der gesamten Messperiode
- $\Delta W_F$  = wirksame Wurzelraumtiefe für Feldvegetation = 1.05 m
- $\Delta W_W$  = wirksame Wurzeltiefe für Waldvegetation = 1.26 m
- $n_F$  = Anzahl Transekten mit landseitigen Endpunkten auf Wiesenvegetation
- $n_W$  = Anzahl Transekten mit landseitigen Endpunkten auf Waldvegetation.

In numerischer Form lautet die Formel:

$$\Delta h = (P_1 - P_m) + 1.05 + (n_W / (n_F + n_W)) * (1.26 - 1.05) \quad (4.1)$$

Der Anteil der Feld- und Waldtransekte muss approximativ eingesetzt werden, da ja im Voraus nicht bekannt ist, wo die landseitige Grenze zu liegen kommt. Ob auch mit dem Wald-/Feldanteil der Grenzlinien gearbeitet werden kann, ist noch zu prüfen.

## 2.7 Verifizierung des Wirkungsmodells

### 2.7.1 Vergleich der berechneten mit den kartierten Transsektlängen

Die mit den neu gerechneten Wirkungshöhen modellierten Transsektlängen wurden bei jedem der 15 Seen nochmals mit den kartierten Transsektdaten verglichen (siehe Abbildung 34). Die Regressionsgeraden verlaufen nun wesentlich näher bei den 1:1-Geraden. Das Steigungsmittel der 15 Regressionsgeraden stieg von 0.72 auf 1.05. Bei den früheren Berechnungen wurde nur die Höhe der Pegelschwankung berücksichtigt.

### 2.7.2 Vergleich der modellierten mit den kartierten Uferflächen

Im GIS kann die Wirkungshöhe allein mit der kartierten Fläche und dem Geländemodell bestimmt werden. Im Gegensatz zur Transsektbreite wurde mittels der Flächenstatistik gearbeitet. So wurde untersucht, bei welcher Höhenkote über dem mittleren Seespiegel die aus dem Geländemodell resultierende Uferfläche der kartierten Uferfläche am ehesten entspricht. Zu diesem Zweck wurden pro Gewässer 0.5 m Höhenlinien erstellt und von diesen jeweils die Fläche abzüglich der Seeflächen berechnet. Diese Daten wurden mit den real kartierten Uferflächen verglichen.

**Abb. 35: Übeschisee, Vergleich der kartierten (grüne Fläche) mit der modellierten Uferflächen**

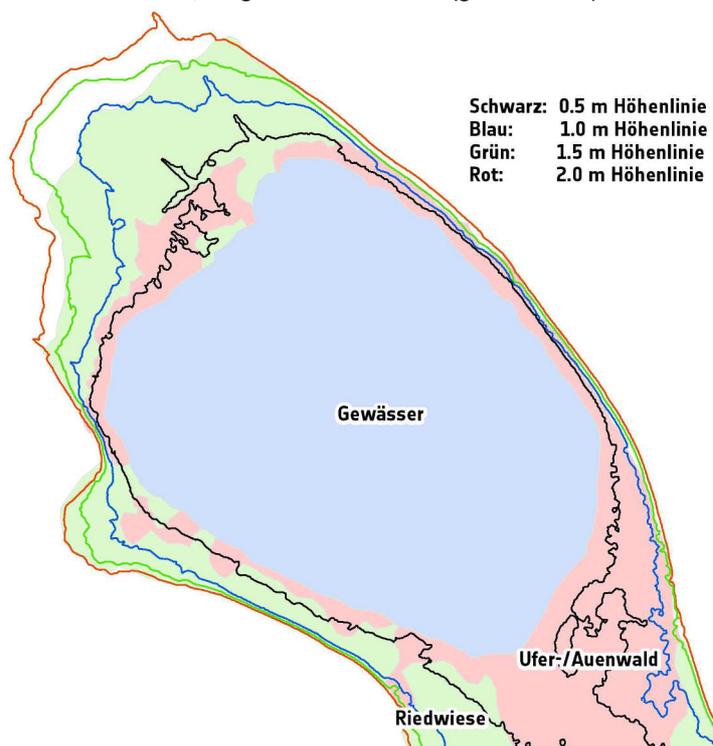


Abb. 35 zeigt als Beispiel den Übeschisee. Die kartierte Uferfläche liegt innerhalb der Höhenkoten von 1 bis 2 m über Seespiegel. Um eine möglichst realitätsnahe Höhenkote ermitteln zu können, wurde innerhalb der berechneten 0.5 m Flächen linear interpoliert (Vereinfachung). Die flächenmässig beste Übereinstimmung zwischen dem kartiertem und dem berechnetem Uferraum resultiert beim Übeschisee bei einem  $\Delta h$  von 1.51 m.

Analoge Auswertungen wurden für 37 der 55 Gewässer durchgeführt. Bei 18 Gewässern war eine einfache Anwendung nicht möglich, da das Höhenmodell nicht direkt verwendbar war. Die Resultate sind in Tab. 8 ersichtlich. Bei rund  $\frac{3}{4}$  der ausgewerteten Gewässer liegt beim Flächenvergleich mit den kartierten Ufern der Uferbereich zwischen 1 und 2 m über Seespiegel. Bei 5 Gewässern liegt der Bereich tiefer, bei 5 höher. Die Spalte Transekt bezieht sich auf das optimale  $\Delta h$  des Wirkungsmodelles.

Vergleicht man das optimierte  $\Delta h$  aus der Flächenanpassung mit dem optimalen  $\Delta h$  des Wirkungsmodells, so stimmen die Höhen bei gut der Hälfte innerhalb eines halben Meters überein. Bei 7 Seen liefert der Flächenanpassungsansatz deutlich tiefere  $\Delta h$ 's und bei 2 Seen liegen die Wasserspiegel erheblich höher.

Die mit dem GIS über die optimale Flächenhöhe kartierte Uferfläche weicht im Mittel um 8% von der effektiv kartierten Fläche ab. Da die Abweichungen manchmal positiv und manchmal negativ ausfallen wirkt sich dies in der Flächenbilanz viel geringer aus. Die gesamthaft mit dem GIS bestimmte Uferfläche unterscheidet sich lediglich um 2.3 % vom total kartierten Uferraum.

**Tab. 7: Vergleich zwischen den  $\Delta h$ 's, die bezüglich der Uferbreite oder der Uferfläche die beste Übereinstimmung mit der Kartierung zeigen**

*Verglichen wird jeweils das  $\Delta h$ , das bezüglich der mit dem GIS ermittelten Fläche und der Ufertransekten am besten mit den kartierten Flächen bzw. Transekten übereinstimmt.*

Gewässername	beste Übereinstimmung		Gewässername	beste Übereinstimmung	
	Fläche [m ü. See]	Transekte [m ü. See]		Fläche [m ü. See]	Fläche [m ü. See]
Aegerisee	1.13	1.74	Neuenburgersee	2.48	1.99
Alpe Zaria	1.38		Nussbaumersee	2.22	
Amsoldingensee	1.16		Pfaeffikersee	1.72	1.61
Baldeggersee	1.61	1.99	Ritzenmattlisee	0.81	
Bodensee	2.02	2.82	Sarnersee	2.02	2.13
Brienzersee	1.89	2.28	Seewenseeli	0.43	
Chatzensee	0.75	1.49	Sempachersee	1.52	1.56
Egelsee AG	2.44		Silsersee	1.26	1.73
Egelsee ZH	1.89		Soppensee	1.54	
Genfersee West	1.79	1.84	Talalpsee	1.14	
Grasso di Lago	1.33		Thunersee	1.01	1.87
Greifensee	1.76	1.97	Tuerlersee	0.99	1.54
Huettwilensee	1.39		Tuetenseeli	2.04	
Lac de joncs	0.82		Ubeschisee	1.51	
Lago di Lugano	3.17	2.26	Vierwaldstattersee	1.76	2.22
Lago di Tom	1.13		Walensee	2.45	3.33
Lauerzersee	1.63	2.23	Wyssensee	1.17	
Luetzelsee	0.43	1.44	Zugersee	2.17	1.77
Mauensee	1.75				

Wesentlich stärker wirkt sich die Wahl einer „falschen“ Wirkungshöhe auf. Schon bei 0.5 m unter der optimalen Höhe ergeben sich mittlere Flächendifferenzen von 40% und bei 0.5 m darüber, solche von 25%. Auch in der Flächenbilanz schlagen sie in ähnlicher Größenordnung zu Buche.

## 2.8 Generelles Anwendungsverfahren

Ziel dieser Grundlagenstudie ist es, den Vollzugsbehörden ein Instrument in die Hand zu geben, mit dem an stehenden Gewässern das natürliche Uferraumpotenzial mit einfachen Mitteln bestimmt werden kann. Allerdings erfordern auch die einfachen Mittel ein Minimum an Datengrundlagen. Wenn diese fehlen stellt sich die Frage, wie viel Ungenauigkeit durch Analogien und Annahmen in Kauf genommen werden kann. Dies ist natürlich wiederum eine Frage des Raumwertes und der Interessen, die für ihn geltend gemacht werden.

Für die Berechnung der richtigen Wirkungshöhe sind als Input-Daten die Pegelschwankung ( $P_1 - P_m$ ) und das Längenverhältnis Feld/Wald an der Uferlinie erforderlich. Für flächendeckende Uferraumschätzungen (ganze Schweiz, ganzer Kanton) ist es zu aufwendig, das Wald-/Feldverhältnis zu bestimmen. Daher ist es denkbar, den letzten Term (=  $n_w/(n_f+n_w) \cdot (\Delta W_w - \Delta W_f)$ ) der Formel für  $\Delta h$  durch einen konstanten Wert  $c$  (durchschnittliches Verhältnis von Wald zu Feld) im Betrachtungsgebiet ersetzen. Die vereinfachte Formel lautet dann:

$$\Delta h = (P_1 - P_m) + 1.05 + c \quad (4.2)$$

Bei flächendeckenden Uferraumschätzungen heben sich die einzelnen Fehler vermutlich auf. Hingegen ist bei der Zonenfestlegung im Einzelfall zu prüfen, ob das Feld-/Waldverhältnis wesentlich vom Durchschnitt abweicht und dies einen bedeutenden Einfluss auf die Flächenzuweisung hat.

### 2.8.1 Massgebende der Pegelschwankungen bei grossen Seen

Die Pegelschwankungen der grossen Seen in der Schweiz werden seit längerem systematisch aufgezeichnet und ausgewertet. Für diese Seen wird der langjährige durchschnittswert ( $P_1 - P_m$ ) statistisch zuverlässig jährlich neu ermittelt. Er lässt sich aus den jeweiligen, aktuellsten Jahrestabellen, online via Internet verfügbar, herauslesen (siehe <http://www.hydrodaten.admin.ch/lhg/sdi/jahrestabellen>). Mit den Pegeldaten der grossen Seen lassen sich rund 80% des potenziell natürlichen Uferraumes der Schweiz zuverlässig bestimmen.

### 2.8.2 Schätzwert für ( $P_1 - P_m$ ) bei kleinen Seen ohne Pegeldata

Bei der grossen Zahl der Kleinseen und Kleinstgewässer werden keine Pegeldata erhoben. Für diese Fälle wurde aus den verfügbaren Pegelinformationen von Kleinseen ein Richtwert ermittelt.

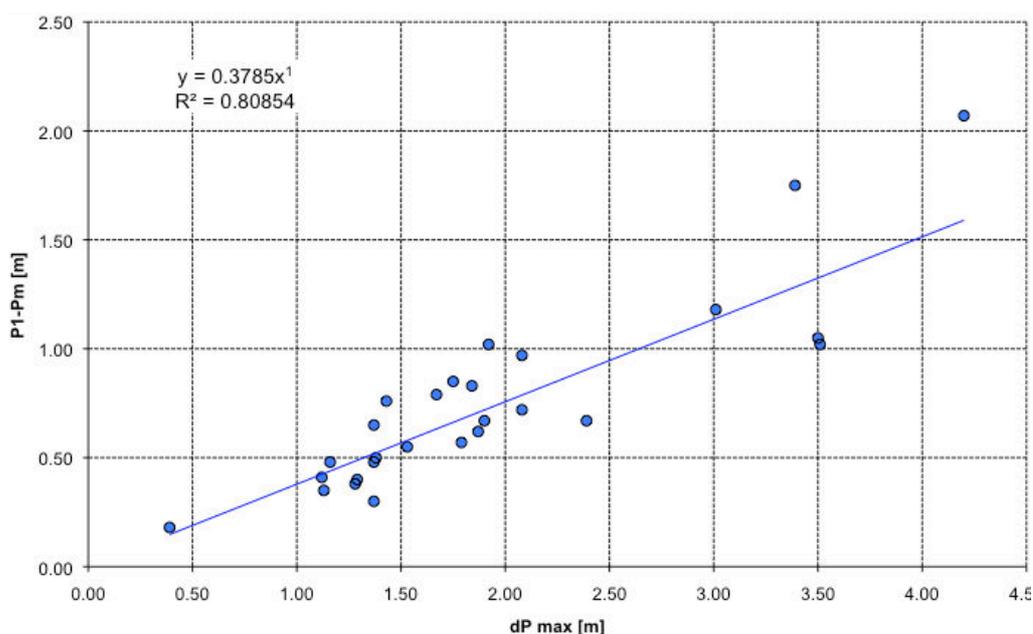
Die von Kleinseen verfügbaren Pegelangaben stammen von Gewässern des Kantons Zürich und dem Kanton Bern. Insgesamt konnten 20 Objekten ausgewertet werden. Sie haben oberirdische Abflüsse und werden durch keine aktiven Pegelregulierungen beeinflusst. Ausgeschlossen wurden Pegelangaben von Seen (natürliche und gestaute), die als Speicher für die Stromproduktion genutzt werden. Sie weisen grosse jahreszeitliche Pegelschwankungen auf, die durch tiefliegende künstliche Abflusstollen bedingt sind. Von den 20 Kleinseen liegen entweder Angaben über die absoluten je beobachteten Schwankungsextreme (14 Objekte) oder längere statistische Pegeldatareihen (6 Objekte) vor. Von den letzteren liessen sich sowohl die absoluten Pegelextreme als auch  $P_1 - P_m$  ermitteln.

Unter dem Einbezug der Daten grosser Seen (insgesamt 27 Datensätze) wurde zunächst der Zusammenhang zwischen den absoluten Pegelextrema und  $P_1 - P_m$  untersucht. Dabei zeigte sich, dass zwischen dem  $\Delta P_{max}$  und  $P_1 - P_m$  eine lineare Korrelation ( $R=0.9$ ) mit der Funktion

$$P_1 - P_m = 0.38 * \Delta P_{\max}$$

besteht (siehe Abbildung 36). Daraus liessen sich die Werte  $P_1 - P_m$  für die 14 Kleingewässer aus dem Kanton Bern bestimmen, von denen nur die absoluten Pegelextreme bekannt waren.

**Abb. 36: Korrelation zwischen den maximalen Pegelschwankungen ( $\Delta P_{\max}$ ) und dem Pegel-schwankungsbereich  $P_1 - P_m$ , ermittelt an den Pegel-daten von 27 Seen von unterschiedlicher Grösse**



Die statistische Auswertung dieser Daten wird in Tabelle 9 gezeigt. Für  $P_1 - P_m$  ergibt sich ein Median von 0.24 m und das 90% Quantil liegt bei 0.4 m. Als konservativer Richtwert wird daher für stehende Kleingewässer mit unbekannter Pegeldynamik ein Wert von 0.5 m vorgeschlagen. In Fällen, wo man sich im Rahmen des Ermittlungsverfahrens auf Lokalkenntnisse stützen kann (Anwohner, Betreuer, Wehrmeister etc.), soll man diese Informationen berücksichtigen.

**Tab. 8: Ermittelte Pegelschwankungen  $P_1 - P_m$  bei 20 Kleinseen der Kantone Bern und Zürich**

Kanton	Code	Name	X-Koord.	Y-Koord	Z (m ü. M.)	Seefläche [ha]	Fläche EZG [km <sup>2</sup> ]	$\Delta P_{\max}$	$P_1 - P_m$
BE	LEN	Lenkerseeli	600362	144079	1065	2.56	1.125	0.1	0.038
BE	BAU	Bachsee,	644875	168750	2256	1.74	1.68.5	0.15	0.057
BE	GEI	Geistsee	607370	178901	660	0.95	0.306	0.15	0.057
BE	EGL	Egelmösl	602000	199250	550	1.52	0.477	0.16	0.061
BE	LOB	Lobsigensee	589350	208875	514	1.73	0.932	0.264	0.100
BE	AMS	Amsoldingersee	610623	174730	641	38.07	4.2	0.29	0.110
BE	BAA	Bachsee	644559	168870	2265	8.03	1.672	0.29	0.110
BE	GER	Gerzensee	608254	186656	603	25.16	2.73	0.37	0.140
BE	BLA	Blausee	617350	153475	887	0.64	0.06	0.55	0.208
BE	WID	Widi	570138	204686	659	0.16	0.645	0.8	0.303
BE	HIN	Hinterburgseeli	648000	174250	1514	4.50	1.36	0.948	0.359
BE	ELS	Elsigsee	614775	151500	1886	0.84	1.98	1	0.379
BE	SAG	Sägistalsee	641113	169961	1935	7.25	3.622	1.28	0.484

Kanton	Code	Name	X-Koord.	Y-Koord	Z (m ü. M.)	Seefläche [ha]	Fläche EZG [km <sup>2</sup> ]	$\Delta P_{max}$	$P_1 - P_m$
BE	ENG	Engstlensee	670000	180625	1850	45.95	7.834	0.7	0.265
TG	HÜW	Hüttwilersee	705517	274201	434	34.00		0.95	0.360
ZH	HUS	Husemersee	695110	275230	409	10.30	4.4	0.39	0.180
ZH	HÜT	Hüttener See	694050	226490	658	17.00	2.41	1.12	0.410
ZH	KAS	Katzensee	678990	253980	439	33.00	2.3	1.13	0.350
ZH	TUS	Türlersee	680215	644050	644	50.00	5.3	1.28	0.380
ZH	LÜS	Lützelsee	701160	234995	500	12.90	5.7	1.29	0.400
Mittelwert								0.66	0.237
Median								0.63	0.237
10%-Perzentil								0.15	0.057
90%-Perzentil								1.28	0.401

### 2.8.3 Anwendung mit GIS

Eine detaillierte Vorgehensweise zur Ermittlung des PNU wird in Kapitel 3 beschrieben. Flächendeckende Uferraumbestimmungen sind heute ohne geografische Informationssysteme nicht denkbar. Grundlage für eine solche Ermittlung sind das digitale Höhenmodell DTM-AV, georeferenzierte Luftbilder und eine digitalisierte Karte. Zuerst muss bei den in Frage kommenden Gewässern die hydrologische Wirkungshöhe bestimmt werden. Bei allen größeren Schweizer Seen stehen Pegelstandsdaten in Jahresblättern zur Verfügung. Diese enthalten alle Informationen um  $\Delta P$  zu bestimmen. Bei kleineren Seen ohne Pegelstandsdaten kann entsprechend den Ausführungen im vorangegangenen Abschnitt ein Wert von 0.5 m angenommen werden.

Mit den Informationen aus den digitalen Luftbildern und Karten lässt sich approximativ die Verteilung der Wald- und Wiesenvegetation auf einer festgelegten Höhenlinie über dem mittleren Pegel bestimmen. Mit dieser Information und der Formel 4.1 des Wirkungsmodells kann die hydrologische Wirkungshöhe für jedes Gewässer berechnet werden. Im GIS lässt sich auf der berechneten Höhe eine virtuelle Ebene legen, deren Schnittlinien mit dem Höhenmodell die Grenze des potenziell natürlichen Uferraumes darstellt.

Die Erfahrung aus dieser Studie hat gezeigt, dass eine bestimmte Anzahl Feldtage zur Verifizierung der Abgrenzungen sehr hilfreich sind. Sie beseitigen nicht nur allfällige Abgrenzungszweifel, sondern geben mit der Zeit auch mehr Erfahrung, um schwierige Situationen auf dem Luftbild richtig einschätzen zu können. Sofern die Möglichkeit besteht, sollte von vorhandenen Spezialkarten Gebrauch gemacht werden.

### 2.8.4 Anwendung punktuell

Falls die Uferraumbreite punktuell oder anhand einiger Transekte bestimmt werden soll, lässt sich dies mit klassischen Methoden wie Neigungswinkelbestimmung im Feld und mit der Formel 4.1 bewerkstelligen. Allerdings sollte man auch hier die Lokalkenntnisse bezüglich der Pegelstandsschwankungen nutzen.

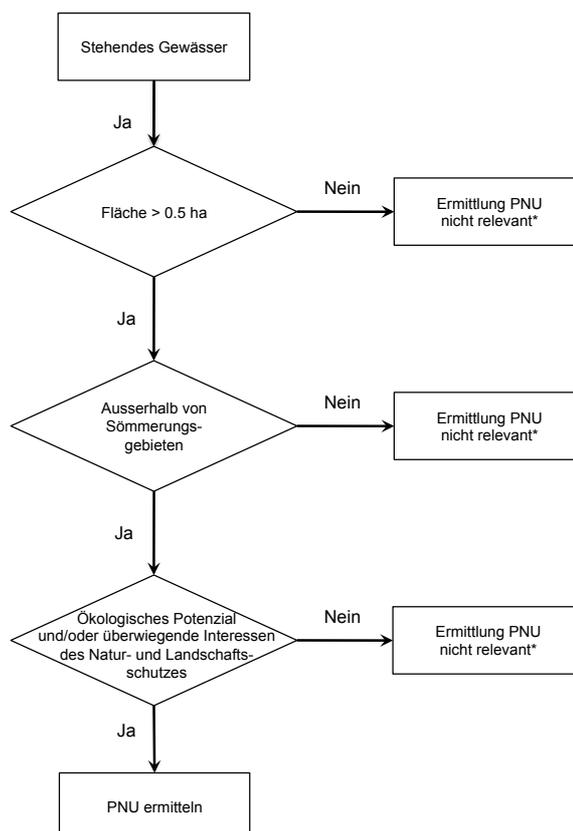
### 3 Vorgehensweise zur Ermittlung des PNU

In diesem Kapitel wird schrittweise beschrieben wie bei der Ermittlung des potenziell natürlichen Uferraumes (PNU) als Grundlage zur Festlegung eines erweiterten Gewässerraumes nach GSchV, Art. 41 vorgegangen werden kann. Die Vorgehensweise stützt sich stark auf GIS basierte Informationen und Anwendungen.

#### 3.1 Auswahl der Gewässer

Mit geeigneten Geodatengrundlagen lässt sich die Ermittlung des PNU in einem GIS praktisch automatisch bewerkstelligen. Die Auswahl der Gewässer, für welche ein PNU relevant sein könnte, kann aufgrund der in Abb.37 dargestellten Kriterien durchgeführt werden. Der Entscheidungsbaum greift dabei die in Art. 41b Abs. 4 GSchV erwähnten Kriterien auf.

**Abb. 37: Kriterien zur Auswahl derjenigen Gewässer, für welche eine PNU-Ermittlung relevant sein könnten**



\* ausgenommen sind besondere Fälle (seltene Biotope, bedrohte Arten, andere kantonale Interessen) bei denen ein PNU trotzdem ausgeschieden werden kann.

Liegen für einzelne Gewässer oder Kriterien keine Informationen vor, so können diese mithilfe eines GIS und mit verfügbaren kantonalen / nationalen Geodaten ermittelt oder zumindest näherungsweise abgeschätzt werden. Eine umfassende Zusammenstellung aller stehender Gewässer, ihrer Lage, Ausdehnung und Form bieten die verschiedenen nationa-

len oder kantonalen Geodatenätze zum Gewässernetz, zu Bodenbedeckung, zu Seen usw. (Ein Beispiel: swissTLM3D; Ebene „Stehendes Gewässer“)

**Grösse und Fläche**

Die Grösse oder Fläche der stehenden Gewässer kann in einem GIS aus oben aufgeführten Geodatenätzen konstruiert und abgelesen werden.

**Lage im Sömmerungsgebiet**

Die Lage eines Gewässers in Bezug zu den Sömmerungsgebieten kann mit dem Geodatenatz „Landwirtschaftliche Zonengrenzen“ des Bundesamtes für Landwirtschaft ermittelt werden.

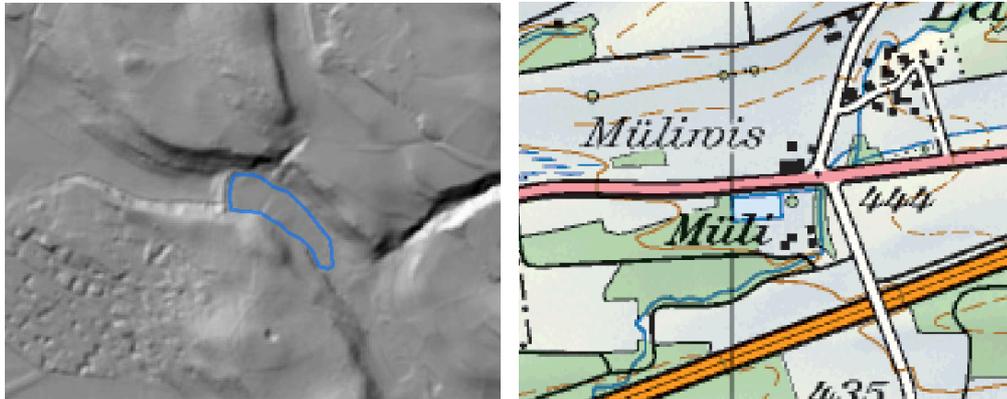
**Genese**

Ist die Genese der Gewässer unbekannt, so sind in verschiedenen Geodatengrundlagen hilfreiche Indizien um eine künstliche Entstehung zu identifizieren:

- Das Gewässer fehlt auf älteren Karten (z.B. Wildkarten, Siegfriedkarten, Dufourkarten)
- Das Gewässer ist durch einen Damm oder eine Aufschüttung begrenzt. (In schattierten Höhenmodellen sind auch kleinere künstliche Erhebungen recht gut erkennbar, selbst wenn sie im Wald liegen.)
- Namen wie Müli-, Säge-, Fisch- oder ähnliche Weihernamen, wie sie in grossmassstäblichen Karten zu finden sind, deuten auf eine spezielle Nutzung des Gewässers hin.
- Lage in aktiven oder stillgelegten Kiesgruben, in der Nähe von Mühlen, Sägereien, auf Golfplätzen, in Geschiebesammlern oder in Mooregebieten (Torfgruben).

Umgekehrt können geologische Phänomene wie Faltensynklinalen, Fels- und Bergsturzmassen, Moränenlandschaften ein Indiz für eine natürliche Entstehung des Gewässers sein:

**Abb. 38:** In schattierten Höhenmodellen sind künstliche Aufschüttungen recht gut als solche zu erkennen und können ein Indiz für eine künstliche Entstehung des Gewässers sein. Die Bezeichnung eines Gewässers und seiner näheren Umgebung ist ebenfalls ein mögliches Indiz für seine künstliche Entstehung



Im Beispiel ist der Weiher blau umrandet. Am westlichen Ende wird er durch einen Damm oder Erdwall begrenzt.

**Ökologisches Potenzial**

Die Abklärung des ökologischen Potenzials und überwiegender Interessen des Natur- und Landschaftsschutzes erfolgt unabhängig von der Frage, ob es sich um ein künstliches oder natürliches Gewässer handelt. Sowohl bei künstlichen wie natürlichen Objekten stellt sich die Frage, ob der PNU bestimmt werden soll. Bei folgenden Konstellationen könnte ein hohes ökologisches Potenzial erwartet werden.

1. Die Fläche hat die gleiche Biotopqualität wie eine entsprechend geschützte, welche direkt angrenzt oder sich in unmittelbarer Nähe davon befindet. Beispielsweise werden im Kanton Bern solche Flächen als „Potenzielle Biotope“ in einem Inventar geführt.

2. Der Fläche wird eine Entwicklung vorausgesagt, die langfristig zu einem Biotop mit hoher naturschützerischer Qualität führt (Flächen mit Entwicklungspotenzial). Entsprechende Kriterien sind:

- Der ursprüngliche Bodentyp ist noch vorhanden (z.B. organischer Horizont existiert noch).
- Die Fläche ist mit Biodiversität-Hotspots vernetzt.
- Der natürliche Wasserhaushalt ist mit geringem Aufwand wiederherstellbar (z. B. verschlossen von Drainagen).

3. Die Fläche liegt innerhalb eines Perimeters, der Bestandteil eines Vernetzungskonzeptes ist.

4. In der Fläche kommen nachgewiesenermassen Rote Listen Arten oder national prioritäre Arten vor (Quellen BAFU, CSCF, Infoflora).

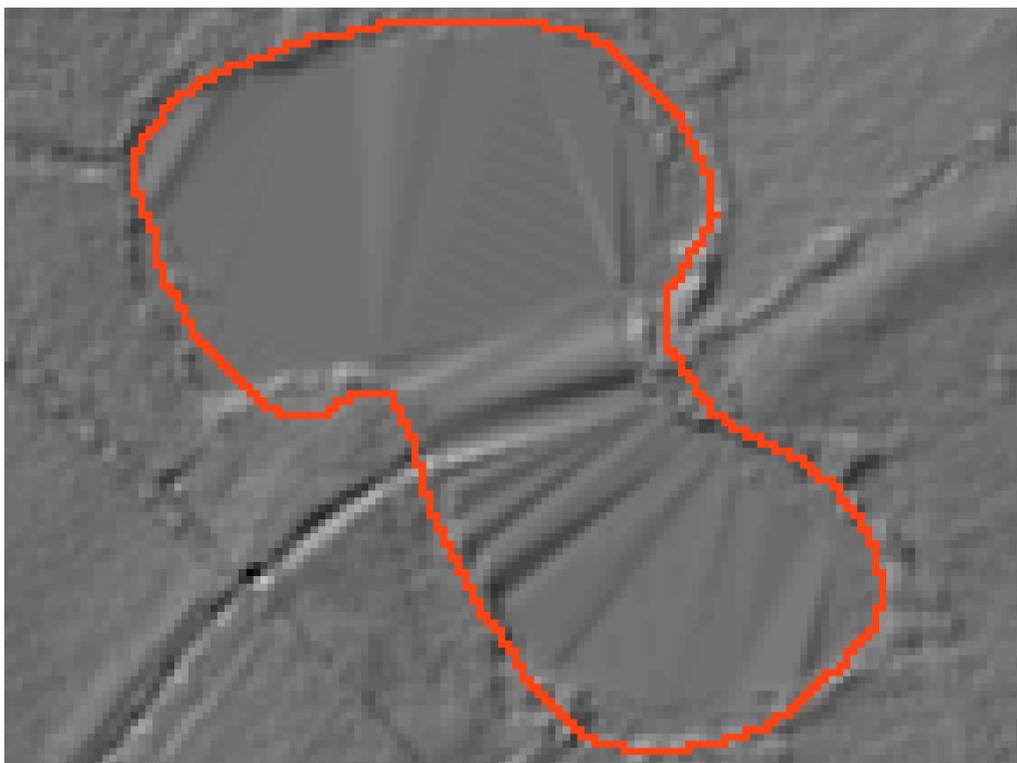
## 3.2 Ermittlung des PNU

### 3.2.1 Ermittlung der Pegelstandsstatistiken

Eine unabdingbare Grundlage für die Ermittlung des PNU sind die Pegelstände  $P_m$  und  $P_1$  des stehenden Gewässers. Diese müssen mit einer Genauigkeit von  $\pm 10$  cm bekannt sein. Wenn diese nicht bekannt oder nicht verfügbar sind, müssen sie erst durch entsprechende, möglichst lang andauernde Pegelmessungen im Feld ermittelt werden.

Alternativ kann eine GIS-technische Bestimmung des mittleren Pegels in Betracht gezogen werden. So lassen sich zum Beispiel entlang der Uferlinie eines stehenden Gewässers Höhenwerte aus einem Höhenmodell extrahieren (siehe Abbildung 39) und gemittelt werden (Mittelwert oder Median, unter Weglassung von Ausreissern).

**Abb. 39:** Aus der Karte extrahierte Uferlinie, von der die Höhenwerte der einzelnen Rasterzellen im Höhenmodell zur Ermittlung des Pegels statistisch ausgewertet wurden



Tests an 30 Seen mit langen hydrometrischen Messreihen haben gezeigt, dass selbst mit einer kartographisch, vereinfachten Darstellung der Uferlinie aus VECTOR25 und dem Höhenmodell swissAlti3D (siehe Kapitel 3.3) eine hinreichend genaue Annäherung an den mittleren Pegel  $P_m$  berechnet werden kann, wenn viele z-Werte des Höhenmodells verwendet werden. Im Test wurden die z-Werte aller Rasterzellen, die die Uferlinie berühren aus dem Höhenmodell ausgelesen. Davon wurden die 10% höchsten und die 10% niedrigsten Werte als untypisch verworfen. Aus der Restmenge bildete man das arithmetische Mittel. Grosse Abweichungen zum jeweils bekannten  $P_m$  traten nur bei den Gewässern auf, wo die kartographische Uferlinie massiv von der Realität abwich oder bei sehr steilen Ufern, wo die kartografische Uferlinie manchmal leicht in den Hang versetzt verläuft.

Ob stattdessen direkt die Kote der „Wasserfläche“ im Höhenmodell als Schätzwert für  $P_m$  verwendet werden kann, hängt davon ab, wie diese Höhe im Modell festgelegt wurde und welchem Pegel (mittlerer Pegel, Niedrig- oder Hochwasserstand) sie entspricht.

Ist keine Information für den Pegel  $P_1$  verfügbar, kann der Wert  $P_1 = P_m + 0.5$  m verwendet werden.

### 3.2.2 Selektion des Intervalls $\Delta h$ im Höhenmodell

Nach dem Wirkungsmodell ist der PNU eines Gewässers primär über ein vertikales Intervall  $\Delta h$  definiert, welches die Seespiegelschwankungen und Durchwurzelungstiefe berücksichtigt und auf dem mittleren Seespiegel aufsetzt.

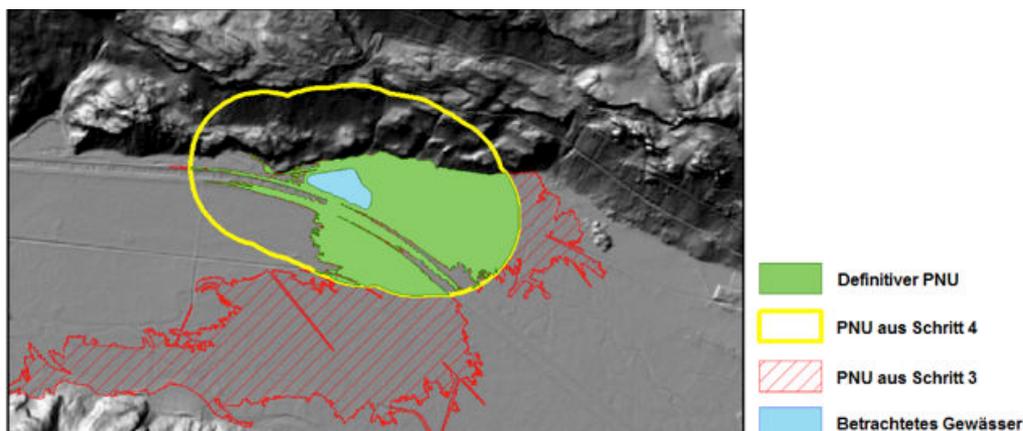
Hinzu kommt bei sehr flacher Topographie eine laterale Eingrenzung, die berücksichtigt, wie weit Seepiegelschwankungen im Boden für die Vegetation gerade noch spürbar sind und diese auch noch beeinflussen. Die unterschiedlichen Wurzelraumtiefen für Waldflächen und unbestockte Flächen können GIS-technisch mittels einer Präprozessierung des Höhenmodells abgebildet werden.

Sind für ein Gewässer die Pegel  $P_1$  und  $P_m$  gegeben, so kann mit dem in Tab. 10 beschriebenen Verfahren den PNU ermitteln.

**Tab. 9: Verfahrensschritte zur Ermittlung des potenziell natürlichen Uferraums (PNU) stehender Gewässer mit einem GIS.**

Arbeitsschritt	Erläuterung
1. Präprozessierung: Waldflächen identifizieren (z.B. in VECTOR25). Höhenmodell unter Waldflächen um 0.21 m eintiefen.	Kompensation der um 0.21 m grösseren Wurzelraumtiefe in bestockten Flächen.
2. Wirkungshöhe $\Delta h$ bestimmen, als: $\Delta h = (P_1 - P_m) + 1.05$ m	Wirkungshöhe des Gewässers gemäss Wirkungsmodell ohne Gewichtung von Wald- /Feldanteil, welcher über die Präprozessierung schon berücksichtigt ist.
3. Selektion der Rasterzellen im präprozessierten Höhenmodell, die im Höhenintervall zwischen $P_m$ und $P_m + \Delta h$ liegen.	Die ausgewählten Bereiche ergeben bereits den definitiven PNU überall dort, wo die Ufertopographie steiler als 2‰ ist. Bei sehr flacher Topographie wird der PNU mit diesem Intervall noch zu gross (flacher Schnitt).
4. Selektion der Rasterzellen, die im Höhenintervall zwischen $P_m$ und $P_1$ liegen und diese Selektion an der landseitigen Grenze noch um 300m erweitern (puffern).	Pragmatischer Ansatz zur Ermittlung des PNU bei sehr flacher Topographie < 2‰. Die maximale laterale Ausbreitung der Seepiegelschwankungen ist berücksichtigt. Ausufernde PNU aufgrund sehr flacher Schnitte sind eingegrenzt.
5. Die zwei Selektionen in Polygone umwandeln und ein Polygon auf das andere zuschneiden („clippen“).	Von beiden zuvor ermittelten PNU wird so jeweils diejenige Aussengrenze weiter verwendet, die näher an der Uferlinie des stehenden Gewässers liegt (siehe Abbildung 40).

**Abb. 40:** Illustration der Ergebnisse aus den unterschiedlichen Arbeitsschritten bei der Ermittlung des PNU für ein ausgewähltes Gewässer



### 3.3 Geodaten und andere Grundlagen

Nachfolgend findet sich eine Liste von Datengrundlagen und Geodaten, - vor allem auf nationaler Ebene -, die für die Ermittlung des PNU eingesetzt werden können.

#### 3.3.1 Bundesdaten

Das 'swissALTI3D' (alte Bezeichnung dtm-AV) ist ein digitales Höhenmodell, welches die Oberfläche der Schweiz ohne Bewuchs und Bebauung darstellt. Es wird in einem Nachführungszyklus von 6 Jahren aktualisiert, und wird in Form eines Rasters mit einer Auflösung von 2 m vertrieben. Die Genauigkeit wird mit  $\pm 0.5 \text{ m } 1\sigma$  (unterhalb 2000m) beziffert. Datenherkunft: swisstopo.

**swissALTI3D**

Das Bundesamt für Landwirtschaft führt und aktualisiert einen Geodatensatz, der die Zonengrenzen des landwirtschaftlichen Produktionskatasters beinhaltet. Datenherkunft: BLW

**Landw. Zonen**

Vector 25 ist das digitale Landschaftsmodell der Schweiz, welches inhaltlich und geometrisch auf den Landeskartenblättern 1:25'000 basiert. VECTOR25 besteht aus den neun thematischen Ebenen: Strassennetz, Übriger Verkehr, Primärflächen, Hecken und Bäume, Einzelobjekte, Eisenbahnnetz, Gewässernetz, Gebäude, Anlagen. Das Produkt VECTOR25 wurde 2008 das letzte Mal partiell nachgeführt. Datenherkunft: swisstopo

**VECTOR25**

Bei den Siegfriedkarten handelt es sich um historische Karten der Schweiz ab 1870 in den Massstäben 1:25'000 und 1:50'000. Nachgeführt wurden sie bis 1949. Sie sind nachträglich digitalisiert und georeferenziert worden. Datenherkunft: swisstopo.

**Siegfriedkarten**

SWISSIMAGE ist ein Mosaik von Luftbildaufnahmen mit einer Bodenauflösung von 0.25 m, 0.5 m und 2.25 m (je nach Region). Die Standardabweichung für die Lagegenauigkeit beträgt  $\pm 0.25 \text{ m}$  für 0.25 m Bodenauflösung. In unebenem Gelände kann die Lagegenauigkeit bis zu  $\pm 3\text{-}5 \text{ m}$  betragen. Datenformat: RGB TIFF-Datei (3 x 8 bit) mit TFW (World File)-Georeferenz. Datenherkunft: swisstopo

**SWISSIMAGE**

Pegelstände werden durch verschiedene Monitoringnetze des BAFU, einzelner Kantone oder von Wasserkraftwerken nach standardisierten Verfahren erhoben. Dabei werden die Pegelstände in hoher zeitlicher Auflösung registriert und in standardisierten Jahrestabellen dargestellt. Die Pegelstände werden auch statistisch zu langfristigen Eckwerten (Dauerkurven, Hochwasserstatistik) ausgewertet. Prinzipiell sind Pegelstände aller stehender und fließender Gewässer (Flussstau) sowie der Grundwasservorkommen (mit Flussverbindung) im Kanton von Bedeutung. Ob einzelne Pegel datensätze von Fließgewässern und Grundwas-

**Pegelstandsdaten**

ser von Bedeutung sind, ist erst beim Verfahrensschritt 6 zu entscheiden. Die verwendeten Pegelstandstatistiken stammen aus dem Basismessnetz der Abteilung Hydrologie des Bundesamts für Umwelt. Dieses Messnetz umfasst heute rund 260 Messstationen an Oberflächengewässern. Neben dem Wasserstand an Seen wird an den Flüssen an 200 Stellen der Abfluss bestimmt. Die systematische Registrierung der Grundparameter Wasserstand und Abfluss geht bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts zurück. So sind für zahlreiche Gewässer langjährige Messreihen verfügbar, die sich über mehrere Jahrzehnte erstrecken. Datenherkunft: Bundesamt für Umwelt, Abteilung Hydrologie oder BAFU: <http://www.hydrodaten.admin.ch/lhg/az/tabellen/P-Bulletin.htm>

**swissTLM3D**

swissTLM3D ist das grossmassstäbliche Topografische Landschaftsmodell der Schweiz. Es umfasst die natürlichen und künstlichen Objekte wie auch die Namendaten in vektorieller Form. Mit einer hohen Genauigkeit und dem Einbezug der dritten Dimension ist swissTLM3D der genaueste und umfassendste 3D-Vektordatensatz der Schweiz. Datenherkunft: swisstopo

**Nat. Inventare, Schutzgebiete, Lebensräume**

Die zahlreichen in verschiedenem Kontext in der Studie verwendeten Schutzgebiete und Bundesinventare sind unten mit ihrer korrekten Bezeichnung aufgeführt. Weitere Informationen zur Entstehung und zu Schutz- und Nutzungsbestimmungen sind bei den Datenquellen erhältlich.

**Tab. 10: Inventare, Schutzgebiete und Biotope von nationaler und internationaler Bedeutung**

Bezeichnung im Text	Genaue Bezeichnung Datensatz / Inventar	Datenherkunft, Datenherr
Grundwasserschutzzonen und -areale	Digitale Gewässerschutzkarte der Schweiz, GSK-CH	Bundesamt für Umwelt, Datenherrschaft: jeweiliger Kanton
Auengebiete	Bundesinventar der Auengebiete von nationaler Bedeutung	Bundesamt für Umwelt, Abteilung Arten, Ökosysteme, Landschaften
Hochmoore	Bundesinventar der Hoch- und Übergangsmoore von nationaler Bedeutung	
Flachmoore	Bundesinventar der Flachmoore von nationaler Bedeutung	
Moorlandschaften	Bundesinventar der Moorlandschaften von besonderer Schönheit und von nationaler Bedeutung	
Wasser- und Zugvogelreservate	Bundesinventar der Wasser- und Zugvogelreservate von internationaler und nationaler Bedeutung	
Ramsargebiete	Ramsargebiete der Schweiz	
Smaragdgebiete	Smaragd-Gebiete	
Amphibienlaichgebiete	Bundesinventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung	
Amphibienwanderstandorte	Bundesinventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung	
Krebsstandorte	National bedeutende Krebsgebiete; Nationaler Aktionsplan Flusskrebis 2011	

**REN**

Digitalisierte Wildtier- und Vernetzungskorridore der Schweiz. Die Genauigkeit der vorliegenden Resultate entspricht jener von Karten im Massstab 1:100'000. Bezugsquelle: BAFU, Abteilung Arten, Ökosysteme, Landschaften.

**3.3.2 Kantonale Daten****Richtplan**

Die kantonalen Richtpläne enthalten insbesondere auch Vernetzungskorridore, Gefahrenzonen, Grundwasserschutzgebiete.

Darin sind die kommunalen Schutzgebiete, die nicht schon kantonal oder national unter Schutz stehen und die Waldflächen ausgewiesen.

Sie umfassen alle geschützten Flächen (Biotop, Areale geschützter Arten) der jeweiligen Kantone, die nicht schon auf nationaler Ebene unter Schutz stehen.

Die Beschaffung ist gezielt für das Umfeld der Gewässerobjekte erforderlich, für die ein Gewässerraum ausgeschieden werden muss. Datenherkunft: CSCF, Infoflora.

Von Interesse sind insbesondere die Pläne aus der kantonalen strategischen Revitalisierungsplanung nach Art. 41d GSchV. Die Kantone mussten die kantonalen Revitalisierungspläne bis Ende 2014 verabschieden. Die entsprechenden Karten der Planungsergebnisse sollten bei den Kantonen vorliegen.

**Kommunale  
Zonenpläne**

**Kant. Naturschutzgebiete**

**Nachgewiesene  
Rote Listen Arten**

**Strategische  
Revitalisierungs-  
planung**

# Literatur

- Artuso, R. et al.; 2004: Projekt LWN: Höhenmodelle und SWISSIMAGE, Stand der Produktion, Kolloquium Swisstopo, 13.2.2004.
- Bezzola G. R., Hegg C. (Ed.); 2007: Ereignisanalyse Hochwasser 2005, Teil 1 - Prozesse, Schäden und erste Einordnung. Bundesamt für Umwelt BAFU, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL. Umwelt-Wissen Nr. 0707. 215 S.
- BUWAL/BWG; (2003): Leitbild Fließgewässer Schweiz, Für eine nachhaltige Gewässerpolitik, Bern 2003, 10 S.
- BWG, (2001): Hochwasserschutz an Fließgewässern, Wegleitungen des BWG - Directives de l'OFEG - Direttive dell'UFAEG, Bern, 2001, 72 S.
- BWG; 1983: Naturseen der Schweiz. Stand 1. 1983. 2 S.
- BWG; 2003: Die Geschichte des Hochwasserschutzes in der Schweiz, Berichte des BWG, Serie Wasser, Biel, 2003, 208 S.
- Clark, J.E.; Benforado, J.; 1981 Wetlands of Bottomland Hardwood Forests. Amsterdam, Elsevier. 401 S. in: Mitsch, J.; Gosselink, J. G.; 1993: Wetlands, 2nd Edition. New York, Van Nostrand Reinhold. 722 S.
- Ellenberg H., Katzmann et al.; 1985; S. 19 in: Werner L. (1997): AUEN IN ÖSTERREICH, Vegetation, Landschaft und Naturschutz. MONOGRAPHIEN, Band 81, M-081, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, 240 S.
- Ellenberg, H.; 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 3. Aufl., Stuttgart, Ulmer, 989 S.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D.; 1991: Zeigerwerte der Pflanzen in Mitteleuropa. Scr. geobot. 18: 248 S.
- Kienzler, P. M., Naef, F.; 2008: Subsurface storm flow formation at different hillslopes and implications for the 'old water paradox, Hydrol. Process. 22, 104–116 (2008).
- Klötzli, F.; 1969: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz. Bd. 52, Bern, Huber Verlag. 296 S.
- LANDESFORSTPRÄSIDIUM (LFP) des Freistaat Sachsen; 2003: Bestimmungsschlüssel für die Beschreibung von strukturreichen Waldbeständen im Color-Infrarot-Luftbild. 48 S.
- Landolt, E.; 2010: Flora Indicativa, Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen, 2. Auflage 2010, Paul Haupt Verlag, Bern, 378 S.
- Lang, H.-J.; Huder, J.; 1982: Bodenmechanik und Grundbau. Heidelberg, Berlin, Springer. 226 S.
- Maas, H.-G.; 2004: Flugzeuglaserscanning - Grundlagen, Charakteristik und Anwendungspotenziale. Kolloquium Swisstopo, 13.2.2004.
- Mosley, M., P.; 1979: Streamflow generation in a forested watershed, New Zealand, Water Resources Research 15, 795-806 (1979).
- Paccaud, G.; Roulier Ch.; 2013: Espace nécessaire aux grands cours d'eau de Suisse, Service conseil Zones alluviales, Yverdon-les-Bains, le 1er juillet 2013, 108 S.
- Polomski, J.; Kuhn, N.; 1998: Wurzelsysteme. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. Bern, Stuttgart, Wien Haupt. 290 S.
- Schobel, S.; 2008: Infiltrations- und Bodenabflussprozesse in Abhängigkeit von Landnutzung und Substrat in der Trier- Bitburger Mulde, Dissertation an der Universität Trier, 2008, 186 p
- Spreafico, M. & Weingartner, R.; 2005: Hydrologie der Schweiz - Ausgewählte Aspekte und Resultate. Berichte des BWG, Serie Wasser Nr. 7, Bern.

# Abkürzungen

<b>BAFU, BUWAL:</b>	Bundesamt für Umwelt (früher Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft)
<b>BWG:</b>	Bundesamt für Wasser und Geologie (heute Teil des BAFU)
<b>CSCF:</b>	Centre Suisse de Cartographie de la Faune
<b>DTM-AV:</b>	digitales Terrainmodell der amtlichen Vermessung
<b>GIS:</b>	Geografisches Informations-System
<b>GSchG:</b>	Gewässerschutzgesetz
<b>GSchV:</b>	Gewässerschutzverordnung
<b>gwn25:</b>	Gewässernetz 1:2500
<b>IDW:</b>	Inverse distance weighting=nichtstatistisches Interpolationsverfahren der Geostatistik und dient zur einfachen Interpolation der räumlichen Abhängigkeit georeferenzierter Daten
<b>Infoflora:</b>	Gemeinnützige, privatrechtliche Stiftung zur Dokumentation und Förderung der Wildpflanzen in der Schweiz
<b>kf:</b>	Durchlässigkeitsbeiwert oder hydraulische Leitfähigkeit
<b>NPA:</b>	National prioritäre Arten
<b>P<sub>1</sub>; P<sub>3</sub>; P<sub>365</sub>:</b>	Wasserpegel, der an 1, 3, 365 Tagen pro Jahr erreicht oder überschritten ist
<b>P<sub>HHW</sub>:</b>	Pegel des höchsten Hochwassers
<b>PLOCH:</b>	Plans d'eaux de Suisse
<b>P<sub>m</sub>:</b>	Über die gesamte messperiode gemittelter Wasserpegel
<b>P<sub>NNW</sub>:</b>	Pegel des niedrigsten Niederwassers
<b>PNU:</b>	Potenziell natürlicher Uferraum
<b>swissAlti3D:</b>	digitales Höhenmodell, welches die Oberfläche der Schweiz ohne Bewuchs und Bebauung beschreibt
<b>swissTLM3D:</b>	Topografisches Landschaftsmodell Schweiz
<b>UVEK:</b>	Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation
<b>VECTOR25:</b>	Vector 25 ist das digitale Landschaftsmodell der Schweiz, welches inhaltlich und geometrisch auf den Landeskartenblättern 1:25'000 basiert
<b>WSP:</b>	Wasserspiegel

# Anhänge

## A-1: Ausgewählte Gewässer für die Luftbildauswertung

Mit der dunkel- und hellblauen Farbe sind die Gewässer der Vor- bzw. Hauptstudie gekennzeichnet. Gewässer über 2000 m Höhe über Meer wurden nicht berücksichtigt. WSP = Wasserspiegel. Die Wasserspiegel-Dynamik ist durch die Differenz des maximalen (P1) minus dem minimalen (P365) jährlich wiederkehrenden Pegelstand charakterisiert (BWG, 1983)

Grössenklasse	Gewässername	Grösse [ha]	WSP-Dynamik <sup>1</sup>	Uferneigung
Grosse Seen >10'000 ha	Bodensee-Untersee	54100	2.83	flach
	Lac Léman	58130	1.70	variabel
	Lac de Neuchâtel	21790	1.26	flach
	Vierwaldstättersee	11400	1.49	steil
Mittlere Seen ≥1000 –10'000 ha	Bieler See	3930	1.18	variabel
	Brienzersee	2980	2.25	steil
	Lago di Lugano	4880	1.71	steil
	Sempacher See	1440	1.05	flach
	Thunersee	4840	1.50	variabel
	Walensee	2410	3.20	steil
	Zugersee	3880	1.11	variabel
Kleine Seen ≥100 –1000 ha	Ägerisee	730	1.10	variabel
	Baldegger See	530	1.51	flach
	Greifensee	860	1.20	variabel
	Lauerzer See	310	1.18	variabel
	Lej da Segl	410	1.20	variabel
	Pfäffikersee	330	1.09	flach
	Sarnersee	764	1.57	variabel
Kleinseen ≥10 –100	Amsoldingensee	47	unbekannt	variabel
	Chatzensee	36	1.07	variabel
	Hüttwilersee	36	unbekannt	variabel
	Luetzelsee	13	1.06	flach
	Mauensee	55	unbekannt	flach
	Nussbaumersee	29	unbekannt	variabel
	Soppensee	24	unbekannt	variabel
	Türlersee	49	0.79	variabel
	Übeschisee	15	unbekannt	variabel
Kleingewässer ≥1 – 10 ha	Brauiweiher	9.43	unbekannt	flach
	Egelsee AG	3.00	unbekannt	variabel
	Egelsee ZH	2.00	unbekannt	flach
	Lago di Tom	9.43	unbekannt	steil
	Le Loclat	3.50	unbekannt	flach
	Rütiweiher	4.35	unbekannt	variabel
	Seeweidsee	2.00	unbekannt	variabel
	Sewenseeli	1.00	unbekannt	steil
	Talalpsee	2.40	unbekannt	variabel
	Tuetenseeli	3.72	unbekannt	flach
	Wilersee	2.15	unbekannt	variabel
Kleinstgewässer ≤ 1 ha	Alpe Zaria 8	0.05	unbekannt	variabel
	Crest'Ota	0.04	unbekannt	variabel
	Culet, Guille bleu	0.14	unbekannt	variabel
	Erlensee	0.11	unbekannt	variabel
	Forstseeli AI	0.35	unbekannt	variabel
	Grasso di Lago	0.14	unbekannt	variabel
	lac de Joncs	0.67	unbekannt	variabel
	Lag Miert	0.19	unbekannt	variabel
	Läger	0.04	unbekannt	variabel
	Le Mongeron	0.09	unbekannt	variabel
	Ley Marsch	0.87	unbekannt	variabel
	Ober Prättschsee	0.09	unbekannt	variabel
	Ried beim Scheibenstand	0.06	unbekannt	variabel
	Ritzenmattlisee	0.08	unbekannt	variabel
	Spittelmatte	0.52	unbekannt	variabel
	Stagno Motto della Costa	0.07	unbekannt	variabel
Wyssensee	0.57	unbekannt	variabel	

## A-2: Wurzeltiefen von Feuchte zeigenden Pflanzen (Kuhn & Polonski 1998)

Minimale ( $T_{min}$ ) und maximale ( $T_{max}$ ) Wurzeltiefen von Feuchte zeigenden Pflanzen, Vorkommensbereiche und Feuchtezahlen nach Ellenberg 1991 ( $F_E$ ) und Landolt et al. 2010 ( $F_L$ )

Krautpflanzen								
Gattung	Art	$T_{min}$	$T_{max}$	Vegetation	Bodentyp	Wasser	$F_E$	$F_L$
Agrostis	canina	0	15	Moor	Braunerde	nass	9	x
Agrostis	stolonifera	0	65					4
Andromeda	polifolia	0	30		Moder			4.5
Anemone	nemorosa	0	15			Wasser		3
Angelica	Sylvestris	15	100			feucht-nass		4
Brachypodium	Sylvaticum	1	89			feucht		3.5
Bromus	racemosus	50	65	Flut, Rasen	Gley,	feucht, nass	8	4
Bromus	ramosus	50	100			feucht		3
Calamagrostis	pseudophragmites	0	180	Rasen	Fluss, Aue	feucht	7	3.5
Calamagrostis	villosa	20	30		Stein, Gebirge	feucht	7	3.5
Calystegia	sepium	0	72		Ton, Lehm	feucht		3.5
Cardamine	pratensis	7	15					3.5
Carex	acuta	0	143		Moor, Gley	nass	9	4.5
Carex	acutiformis	40	160			nass		4.5
Carex	appropinquata	40	120		Gley, Aue,	nass	9	5
Carex	brizoides	15	20		Gley, Pseu-	feucht		3.5
Carex	davalliana	0	75	Nasswiese	Gley, Aue	nass	9	4.5
Carex	disticha	55	90	Schwemmung	Gley Moder	nass	9	x
Carex	elata	50	140	Feuchtwald, Moor	Lehm	feucht		5
Carex	elata	103	140	Feuchtwald	Moder	Wechselwasser	10	5
Carex	fusca	0	55					x
Carex	nigra	0	55	Sumpf	Gley, Hang	feucht, nass	8	x
Carex	ovalis	38	42		Sand	feucht		3.5
Carex	panicea	0	49	Wiese	Moder, Gley	feucht	7	4.5
Carex	pauciflora	0	25		Moder	nass		4.5
Carex	pendula	0	80					4
Carex	remota	15	22		Gley, Pseu-	nass, wässrig	8	4
Carex	strigosa	0	30					4
Carex	Sylvatica	0	15					3.5
Carex	umbrosa	30	90		Gley	nass		3
Chaerophyllum	hirsutum	0	80		Gley	feucht-nass		3.5
Chelidonium	majus	10	15			wässrig, wech-		3
Circea	lutetiana	0	20			feucht		3.5
Cirsium	oleraceum	20	160			feucht-nass		4
Cirsium	palustre	5	130		Gley	feucht		4
Crepis	paludosa	10	30			feucht-nass		4.5
Cruciata	glabra	10	15			wechselfrocken		3
Cypripedium	calceolus	5	15		Moder	nass		3
Deschampsia	caespitosa	30	173	Feuchtwiese	Aue, Gley	feucht	7	4
Drosera	rotundifolia	1	10	Moor		nass		4
Dryopteris	dilatata	15	40	Laubwald, Na-		feucht		3.5
Elocharis	palustris	0	75	Moor, See	Aue, Gley	Wechselwasser	10	4.5
Empetrum	nigrum	0	50	Kiefer, Moor	Rohhumus	feucht		3.5
Equisetum	arvense	14	160	Wiese, Wald	Rohboden,	feucht		4
Equisetum	fluviatile	30	80	Moor		nass		5
Equisetum	sylvaticum	30	150	Kiefer, Wiese,		nass		4
Eriophorum	angustifolium	0	121			nass	9	4.5
Eriophorum	vaginatum	25	61	Moor, Kiefer, Bir-	Torf	nass	9	4.5
Festuca	altissima	0	10	Moor, Buche,	Lehm	feucht		3.5
Festuca	arudinacea	180	273	Feuchtwiese	Gley	feucht	7	-
Festuca	gigantea	4	15	Erle, Esche	Gley	feucht		4
Festuca	rubra	15	96	Weide, Moor,	Braunerde	feucht-nass		3
Filipendula	ulmaria	17	60	Fetwiese, Erle,		wässrig		4
Galeopsis	speziosa	0	55	acker		feucht		3
Galeopsis	tetrahit	12	27	acker	Humuszehrer	feucht		3
Galium	album	0	130	Eichenwald, Bu-	versch. Böden	wechselfrocken		3
Galium	palustre	5	10	Moor, Erlenwald	Gley	nass, wässrig		4
Geranium	robertianum	5	10	Buchen, Fichten	Lehm	feucht		3
Geranium	sylvaticum	15	40	Birnen, Eichen-		feucht		3.5
Geum	rivale	10	65	Wiese, Moor		feucht		4
Geum	urbanum	10	30	Buche, Steppe		feucht		3.5
Glyceria	maxima	0	96	Fluss	Aue, Gley	Wechselwasser	10	5
Gymnadenia	conopsea	5	15	Kiefer, Fichte	Moder	feucht		3.5

Gattung	Art	T <sub>min</sub>	T <sub>max</sub>	Vegetation	Bodentyp	Wasser	F <sub>E</sub>	F <sub>L</sub>
Impatiens	noli-tangere	0	5	Wald, sauer	Sand	feucht		4
Juncus	articulatus	0	24	Fluss	ae, Gley	feucht, nass	8	4.5
Juncus	compressus	100	127	Salzwiese	Marsch	feucht, nass	8	4
Lamiastratum	galeobdolon	5	15	Mischwald, sauer	Schutt	feucht		-
Listera	cordata	5	10	Moor, Fichte, Kie-	Rohboden,	nass		4
Listera	ovata	0	20	Buchenwald,	Ton, Lehm	feucht		3.5
Lotus	uliginosus	20	60	Feuchtwiese	Gley	feucht-nass		4
Luzula	multiflora	0	5	Moor	Moder	nass		2.5
Luzula	pilosa	50	80	Nadel-, Laubwald	Schutt	feucht		3
Luzula	sylvatica	15	80	Buche, Laub-	Schutt, Hu-	feucht		3.5
Lysimachia	nemorum	0	5	Erle, Buche	Ton, Lehm	feucht		3.5
Lysimachia	vulgaris	15	90	Kiefer, Feucht-	Gley, Moder	feucht		4
Lythrium	salicaria	60	100	Moor	Gley, Ton	feucht-nass		4
Maianthemum	bifolium	5	15	Laubwald, Na-	Humus	feucht		3
Molinia	coerulea	10	250		Sand	feucht	7	4
Mycelis	muralis	5	15	Laubwald	Humus	feucht		3.5
Myosotis	scorpioides	5	25	Nasswiesen,		feucht-nass		4
Myosoton	aquaticum	50	75	Auenwald	Lehm, Ton	wässrig		4
Nardus	stricta	2	80	Wiese, Gebirge	Moder	trocken, feucht-		3
Neottia	nidus-avis	15	30	Buche, Eiche,	Lehm	feucht		3
Orchis	mascula	0	20	Halbtrockenrasen	Lehm	feucht		3
Paris	quadrifolia	5	15	Eiche, Buche,	Ton, Lehm	feucht		3.5
Petasites	albus	3	10	Buche, Tanne,	Rohboden,	nass, wässrig		4
Phalaris	arundinacea	70	350		Rohboden,	nass	9	4
Poa	palustris	0	62	Fluss	Gley	nass	9	x
Poa	trivialis	10	30	Wald, Feuchtwie-	Braunerde,	feucht	7	3.5
Polygonatum	multiflorum	2	20	Buche, Eiche,	Schutt	feucht		3
Potentilla	errecta	10	50	heide, Moor,	Lehm, Ton	feucht-nass		3
Primula	vulgaris	15	20	Laubwald	Lehm, Mull	feucht		3
Peucedanum	palustris	0	25	Moor	Moder	nass		4.5
Pyrola	media	20	30	Kiefernwald,	Mull	feucht		3
Ranunculus	auricomus	20	35	Feuchtwiese	Gley	feucht-nass		3.5
Ranunculus	montanus	28	40	Feuchtwiese	Gley	feucht-nass		3.5
Ranunculus	repens	21	50	wiese, Ufer	Rohboden,	feucht		3.5
Ranunculus	ficaria	10	15			wechselfeucht		3.5
Rubus	caesius	0	210	Feld, Auenwald	Lehm, Ton	nass		3.5
Sanicula	europaea	10	20	Buche,	Mull	feucht		3
Serratula	tinctoria	40	60	Moor, Laubwald,	Torf, Lehm,	wechselfeucht		3.5
Scirpus	sylvaticus	80	170	Auenwald, Na-	Lehm, Ton,	nass	9	4.5
Stachys	sylvatica	10	27	Auenwald, Na-	Ton, Lehm	feucht, nass		3.5
Stellaria	holostea	2	10	Mischwald	Mull	feucht		3
Stellaria	nemorum	20	45	Kiefer, Erle,	Lehm, Ton	feucht, nass		3.5
Succisa	pratensis	30	110	Moor, Wiese,	Lehm, Ton,	feucht		3.5
Symphytum	officinale	30	180	Feuchtwiese		feucht		3.5
Thalictrum	aquilegifolium	20	50	Kiefern, Wiese	Ton, Lehm	nass, wässrig		4
Vaccinium	dioica	0	17	Laubwald, wiese	Ton, Humus	feucht, nass		
Vaccinium	microcarpus	5	15	Moor	Moder			4.5
Vaccinium	myrtillus	8	80		Rohumus,	frisch		3
Vaccinium	uliginosum	0	20		Rohumus,	trocken frisch		4
Valeriana	officinalis	0	30	Feuchtwiese;	Gley, Ton	feucht, nass		4
Veronica	montana	0	3	Buche	Lehm, Ton	feucht		4
Viola	reichenbachiana	1	12	Buchen, sauer		Feucht		3
<b>Median</b>		8	49					
<b>25%-Quartil</b>		0	20					
<b>75%-Quartil</b>		20	89					
<b>Mittelwert</b>		16	64					
<b>Stabw</b>		9	29					

Bäume, Sträucher								
Gattung	Art	T <sub>min</sub>	T <sub>max</sub>	Vegetation	Bodentyp	Wasser	F <sub>E</sub>	F <sub>L</sub>
Alnus	glutinosa	35	380			nass		4.5
Frangula	Alnus	0	50		Sand, Torf,	Wasser		4
Rubus	caesius	15	200		Humus, Lehm	Wasser		3.5
Salix	purpurea	60	200		Sand	nass		3.5
Salix	aurita	50	100			nass		4
Salix	cinarea	50	200		torf, Sand,	Wasser		4.5
Salix	alba	25	50	Auenwald, Wald		Wasser		3.5
Ulmus	glabra	80	500		Ton, Lehm,			4
Viburnum	opulus	50	100		Rohumus,	feucht, nass		4.5

### A-3: Dokumentation der durchgeführten Kartierungsschritte

Mit der dunkel- und hellblauen Farbe sind die Gewässer der Vor- bzw. Hauptstudie gekennzeichnet. Spezialkarten umfassen Grundwasserkarten und Vegetationskarten (Wald und offene Feuchtgebiete)

Gewässername	Grösse	Ortho-Luftbild	Feldbegehung	Spezialkarte	IR-Luftbild
Bodensee-Untersee	54100	X	X	X	
Lac Léman	58130	X	X	X	X
Lac de Neuchâtel	21790	X	X	X	X
Vierwaldstättersee	11400	X	X	X	X
Bieler See	3930	X	X	X	X
Brienzersee	2980	X	X		X
Lago di Lugano	4880	X			X
Sempacher See	1440	X	X	X	X
Thunersee	4840	X	X	X	X
Walensee	2410	X	X		
Zugersee	3880	X	X	X	
Ägerisee	730	X	X		
Baldegger See	530	X	X	X	
Greifensee	860	X	X	X	
Lauerzer See	310	X	X		
Lej da Segl	410	X		X	X
Pfäffikersee	330	X	X	X	
Sarnersee	764	X	X	X	X
Amsoldingerseer	47	X	X		X
Chatzensee	36	X	X	X	
Hüttwilersee	36	X		X	X
Luetzelsee	13	X	X	X	
Mauensee	55	X	X	X	X
Nussbaumersee	29	X		X	X
Soppensee	24	X	X	X	
Türlersee	49	X	X	X	
Übeschisee	15	X	X		X
Brauiweiher	9.43	X	X	X	X
Egelsee AG	3.00	X		X	
Egelsee ZH	2.00	X	X	X	
Lago di Tom	9.43	X			X
Le Loclat	3.50	X	X	X	X
Rütiweiher	4.35	X		X	X
Seeweidsee	2.00	X	X	X	
Sewenseeli	1.00	X			X
Talalpsee	2.40	X			X
Tuetenseeli	3.72	X		X	X
Wilersee	2.15	X	X	X	
Alpe Zaria 8	0.05	X	X	X	X
Crest'Ota	0.04	X	X	X	X
Culet, Guille bleu	0.14	X		X	X
Erlensee	0.11	X		X	
Forstseeli AI	0.35	X		X	X
Grasso di Lago	0.14	X		X	X
Lac de Joncs	0.67	X		X	
Lag Miert	0.19	X	X	X	X
Läger	0.04	X		X	X
Le Mongeron	0.09	X		X	
Ley Marsch	0.87	X		X	X
Ober Prätschsee	0.09	X		X	X
Ried beim Scheibenstand	0.06	X		X	
Ritzenmattlisee	0.08	X		X	X
Spittelmatte	0.52	X		X	
Stagno Motto della Costa	0.07	X		X	X
Wyssensee	0.57	X		X	X

#### A-4: Transsektstatistik der untersuchten stehenden Gewässer

Gewässerfläche und verschiedene Längenparameter (Minimum, 25%-Quartil, Median, 75%-Quarti, Maximum) der Transsektlängen pro Gewässer

Gewässer	Min.	25%- Quartil	Median	75%- Quartil	Max.	Fläche (ha)
Ägerisee	1	8	13	28	101	730.00
Alpe Zaria 8	2	3	4	11	24	0.05
Amsoldingensee	15	31	56	102	321	47.00
Baldegger See	3	10	15	46	949	530.00
Bieler See	8	41	72	135	266	3930.00
Bodensee	122	184	220	261	349	54100.00
Brauiweiher	11	17	22	42	75	3.00
Brienzersee	0	1	2	3	6	2980.00
Chatzensee	3	17	31	80	310	36.00
Egelsee AG	3	6	9	13	278	2.00
Egelsee ZH	14	68	112	135	218	3.50
Erlensee	8	20	43	52	57	0.11
Forstseeli AI	3	5	8	11	21	0.35
Grasso di Lago	2	3	4	5	13	0.14
Greifensee	3	12	26	85	720	860.00
Hüttwilersee	2	25	67	357	548	36.00
lac de Jongs	2	3	5	8	12	0.67
Lag Miert	6	8	8	10	22	0.19
Läger	2	2	4	6	58	0.04
Lago di Lugano	1	5	6	8	27	4880.00
Lago di Tom	3	3	4	6	16	9.43
Lauerzer See	4	62	96	119	181	310.00
Le Léman	3	12	105	827	1269	58130.00
Le Loclat	28	41	67	85	231	4.35
Le Mongeron	4	5	6	7	10	0.09
Lej da Segl	0	3	6	58	286	410.00
Ley Marsch	4	9	20	26	64	0.87
Luetzelsee	8	32	53	77	569	12.80
Mauensee	9	32	58	121	447	55.00
Neuenburgersee	30	169	290	473	1237	21790.00
Nussbaumersee	8	19	46	82	282	29.00
Ober Prättschsee	3	4	4	6	10	0.09
Pfäffikersee	7	51	130	289	1177	330.00
Ried beim Scheibenstand	3	4	6	22	38	0.06
Ritzenmattlisee	3	4	4	5	7	0.08
Rütiweiher	10	18	41	62	302	2.00
Sarnersee	2	26	34	152	532	764.00
Seeweidsee	26	38	60	69	133	1.00
Sempacher See	9	52	92	121	513	1440.00
Sewenseeli	3	6	8	10	32	2.40
Soppensee	5	15	18	29	59	24.00
Spittelmatte	1	3	3	8	76	0.52
Stagno Motto della Costa	2	3	5	6	18	0.07
Talalpsee	2	4	5	7	9	3.72
Thunersee	1	4	9	23	510	4840.00
Tuerlersee	3	6	9	14	184	49.00
Tuetenseeli	21	34	42	66	188	2.15
Übeschisee	14	23	51	98	171	15.00
Vierwaldstättersee	0	2	4	7	11	11400.00
Walensee	2	3	4	5	8	2410.00
Wilersee	2	5	6	11	31	3.13
Wyssensee	3	4	7	11	36	0.57
Zugersee	1	10	30	111	295	3880.00
<b>Gesamt</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>26</b>	<b>104</b>	<b>1269</b>	

### A-5: Statistik der Linearität zwischen Kartierung und Modell

Die Stärke des Modells lässt sich anhand der Linearität zwischen den kartierten und vom Modell vorausgesagten Transsektlängen an den einzelnen Seen prüfen. Die Steigung  $a$  der Funktion  $y = ax$  zeigt die systematische Abweichung zwischen kartierter und modellierter Transsektlänge. Durch Kalibrierung der Konstanten in  $\Delta H$  (siehe Formel 4.1) lässt sich die Steigung soweit optimieren, dass sie sich dem Wert 1 annähert.  $R^2$  ist das Bestimmtheitsmass,  $r$  der Korrelationskoeffizient,  $n$  die Zahl der Transsekt Datensätze,  $y_{cal}$  die modellierten Transsektlängen nach Eichung des Modells (durch Minimierung der Summe aller Abweichungen) an 15 Seen. Bei den roten Seen war die Linearität zwischen Modell und Kartierung zu ungenau (siehe Bestimmtheitsmasse) um sie für die Eichung zu verwenden. Die Gründe **dEs konnten keine Einträge für ein Abbildungsverzeichnis gefunden werden**. er grösseren Streuung werden in Kapitel 2.6.4 dargelegt.

Gewässer	$y = ax$	$R^2$	$r$	$n$	$y_{cal} = a_{cal}x$	$T_{max}$
Aegerisee	$y = 0.7749x$	0.92771	0.96	69	$y = 1.2461x$	101
Baldeggersee	$y = 0.7384x$	0.82298	0.91	100	$y = 0.9997x$	949
Bielsee	$y = 0.6039x$	0.81943	0.91	55	$y = 1.0347x$	266
Bodensee	$y = 1.3681x$	0.35508	0.60	94	–	349
Brienzersee	$y = 1.0229x$	0.4828	0.69	90	–	6
Greifensee	$y = 0.6462x$	0.8714	0.93	68	$y = 1.1004x$	720
Katzensee	$y = 0.6523x$	0.83088	0.91	66	$y = 0.9257x$	310
Lago di Lugano	$y = 0.5573x$	0.83937	0.92	101	$y = 0.9863x$	27
Lauerzersee	$y = 0.7429x$	0.63146	0.79	50	–	181
Léman	$y = 1.0185x$	0.90849	0.95	61	$y = 1.1198x$	1269
Lütelsee	$y = 0.9163x$	0.98791	0.99	9	$y = 1.2448x$	569
Neuenburgersee	$y = 0.4419x$	0.65921	0.81	159	–	1237
Pfäffikersee	$y = 0.5569x$	0.85533	0.92	96	$y = 0.8341x$	1177
Sarnersee	$y = 0.8041x$	0.91388	0.96	101	$y = 1.1098x$	532
Sempachersee	$y = 0.7129x$	0.92348	0.96	53	$y = 1.0668x$	513
Silsersee	$y = 0.7872x$	0.95614	0.98	74	$y = 1.1686x$	286
Thunersee	$y = 1.1131x$	0.98015	0.99	62	$y = 1.4325x$	510
Türlersee	$y = 0.3571x$	0.8826	0.94	26	$y = 0.7051x$	184
Vierwaldstättersee	$y = 0.5348x$	0.66988	0.82	70	–	11
Walensee	$y = 1.1738x$	0.55415	0.74	22	–	8
Zugersee	$y = 0.5058x$	0.92207	0.96	103	$y = 0.8289x$	295
<b>Mittel</b>		<b>0.87958</b>	<b>0.95</b>		<b><math>y = 1.0535x</math></b>	
<b>Stabw</b>		<b>0.08517</b>	<b>0.03</b>		<b><math>y = 0.1860x</math></b>	

# Verzeichnisse

Abb. 1:	Geografische Verteilung der Gewässer und natürlichen Uferbereiche, an denen die Basisdaten zur Ermittlung des potenziell natürlichen Uferraumes (PNU) erhoben wurden	9
Abb. 2:	Verlauf der maximalen Pegelfortpflanzung im uferseitigen Untergrund in Abhängigkeit der hydraulischen Leitfähigkeit und der Distanz von der Wasserlinie gemäß einem Standard-Szenarium	12
Abb. 3:	Tiefe der Wurzelsysteme von Zeigerpflanzen feuchter Standorte. Gezeigt werden die minimal und maximal festgestellten Wurzeltiefen von Kräutern (grün bzw. hellgrün) und Bäumen (braun bzw. hellbraun)	14
Abb 4:	Vertikale Obergrenzen des hydrologischen Wirkungsbereichs bei den untersuchten stehenden Gewässern und Gewässerabschnitten	15
Abb. 5:	Luftbild des natürlichen Verlandungsufers im Süden des Pfäffikersees (Robenhuser Ried)	18
Abb. 6:	Landseitige Abgrenzung (blaue Linie) des natürlichen Uferraumes am südlichen Pfäffikerseeufer gemäss Kartierschritt 1 (Luftbildkartierung) der Uferkartierung	18
Abb. 7:	Luftbild des natürlichen Uferraumes um den Egelsee ZH	19
Abb. 8:	Landseitige Abgrenzung (blaue Linie) des natürlichen Uferraumes nach Interpretation des Luftbildes des Egelsees (ZH) gemäss Schritt 1 (Luftbildkartierung) der Uferkartierung	19
Abb. 9:	Luftbild des landseitigen Übergangsbereichs des Uferraums mit Vernässungsmerkmalen am östlichen Genfersee (Rhonedelta)	20
Abb. 10:	Landseitige Abgrenzung (blaue Linie) des Uferraums am östlichen Genfersee (Rhonedelta) unter Berücksichtigung der im Luftbild sichtbaren Vernässungsmerkmale	20
Abb. 11:	Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 1 und 2 am Beispiel des Egelsees. Legende: <b>blau</b> = Luftbildkartierung, <b>rot</b> = Feldkartierung	21
Abb. 12:	Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 1 und 2 am Beispiel des östlichen Genfersees (Rhonedelta), Legende: <b>blau</b> = Luftbildkartierung, <b>rot</b> = Feldkartierung	22
Abb. 13:	Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 1 und 2 am Beispiel des Seeweidsees ZH. Legende: <b>blau</b> = Luftbildkartierung, <b>rot</b> = Feldkartierung	22
Abb. 14:	Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 1 und 2 am Beispiel des Seeweidsees ZH in der Feldansicht. Legende: <b>blau</b> = Luftbildkartierung, <b>rot</b> = Feldkartierung.	23
Abb. 15:	Änderung der landseitigen Uferraumgrenze zwischen den Kartierungsschritten 2 und 3 am Beispiel des Pfäffikersees (Luftbildansicht). Legende: <b>Hellbau</b> = Gewässer, <b>rot</b> = Kartierung nach Feldkontrolle, <b>blau</b> = Kartierung nach Konsultation von Spezial-Karten (Grundwasserkarten), <b>grüne</b> Pfeile = Hangwasser, <b>gelbe</b> Pfeile = Exfiltration Chämtnerbach	24
Abb. 16:	Beispiel für die Anwendung von Regel 1 (siehe Text) hinsichtlich der Definition der Transsektlänge (Luftbildansicht).	25
Abb. 17:	Beispiel für Regel 2 (siehe Text) bezüglich der Definition der Transsektlänge (Luftbildansicht): Zwischen der schraffierten und nicht schraffierten potenziellen Riedwiese schiebt sich von rechts ein kleiner Hügelausläufer	26
Abb. 18:	Beispiel für Regel 3 (siehe Text) bezüglich der Definition der Transsektlänge (Luftbildansicht)	26
Abb. 19:	Vorgehen bei der Kombination der Transsekte mit dem digitalen Höhenmodell im GIS (siehe Kapitel 2.3.4)	27
Abb. 20:	Rangfolge der Höhendifferenzen der Transsekten im Wertebereich 0 - 6 m	30
Abb. 21:	Rangfolge der Längenwerte der Transsekten im Wertebereich 0 - 1269 m aufgezeigt für alle Transsekten, Transsekten mit Höhendifferenzen $\geq 1.0$ m und Transsekten mit Höhendifferenzen $\geq 2.0$ m	31

## Abbildungen

Abb. 22:	Rangfolge der Steigungswerte der Transsekten im Wertebereich 0 – 442%. (unterteilt auf: alle Transsekten, Transsekten mit Höhendifferenzen $\geq 1.0$ m und Transsekten mit Höhendifferenzen $\geq 2.0$ m)	31
Abb. 23:	Dauerkurven der Pegelstände der untersuchten Seen bezogen auf den jeweils tiefsten gemessenen Pegelstand (PNNW). Die waagrechten Marken auf der senkrechten Achse zeigen den höchsten gemessenen (PHHW) der einzelnen Seen	32
Abb. 24:	Keine Abhängigkeit zwischen der Gewässergrösse und der Transseklänge	33
Abb. 25:	Zusammenhang zwischen Transseklänge und mittlerer Ufersteigung (HD < 1 m = Transsekten mit Höhendifferenz weniger als 1 m, HD $\geq 1$ m = Transsekten mit Höhendifferenz 1 m oder grösser)	34
Abb. 26:	Plot der Transseklänge und mittleren Höhendifferenz. Im roten Feld sind alle Transsekten mit Höhendifferenzen < 1 m. Es besteht kein Zusammenhang	24
Abb. 27:	Beispiel für den Einfluss der Vegetation auf die Laser-Puls-Echos bei der Erstellung des Höhenmodells DTM-AV. Auf der eingezeichneten Linie (Verlauf des Höhenquerprofils) wird die Abfolge von Feld und Wald durch unterschiedliche Terrainhöhen wiedergegeben	36
Abb. 28:	Unterschiedliche Regressions-Geraden bei Wiesen- und Waldvegetation (HD $\geq 1$ m = alle Transsekten mit Höhendifferenz $\geq 1$ m)	38
Abb. 29:	Abhängigkeit zwischen Pegelschwankung und seespezifischen, mittleren Höhendifferenzen der Transsekten	38
Abb. 30:	Grundelemente des Wirkungsmodells zur Ermittlung des PNU	39
Abb. 31a:	Sensitivität der Transseklänge bei Variation der Steigung und Wirkungshöhe zwischen 0 und 6 m (nicht logarithmiert)	41
Abb. 31b:	Sensitivität der Transseklänge bei Variation der Steigung und Wirkungshöhe zwischen 0 und 6 m (logarithmiert)	41
Abb. 32:	Beispiele für Regressionsergebnisse zwischen Modell und Kartierung x-Achse gemessene Werte, y-Achse modellierte Werte. Die dicke Linie ist die 1:1 Gerade (Modell = Ist) und die dünne die Trendline	42
Abb. 33:	Regressionsergebnisse bzw. Prüfung der Linearität zwischen Modell und Kartierung bei den 21 Seen (x-Achse gemessene Werte, y-Achse modellierte Werte)	43
Abb. 34:	Übereinstimmungsgrad zwischen den modellierten und kartierten Transseklängen bei 15 Seen nach Anwendung der Formel mit geeichten Modellparametern.	45
Abb. 35:	Übeschisee, Vergleich der kartierten (grüne Fläche) mit den modellierten Uferflächen	46
Abb. 36:	Korrelation zwischen den maximalen Pegelschwankungen ( $\Delta P_{max}$ ) und dem Pegelschwankungsbereich $P_1-P_m$ , ermittelt an den Pegeldata von 27 Seen von unterschiedlicher Grösse	49
Abb. 37:	Kriterien zur Auswahl derjenigen Gewässer, für welche eine PNU-Ermittlung relevant sein könnten	51
Abb. 38:	In schattierten Höhenmodellen sind künstliche Aufschüttungen recht gut als solche zu erkennen und können ein Indiz für eine künstliche Entstehung des Gewässers sein. Die Bezeichnung eines Gewässers und seiner näheren Umgebung ist ebenfalls ein mögliches Indiz für seine künstliche Entstehung	52
Abb. 39:	Aus der Karte extrahierte Uferlinie, von der die Höhenwerte aus den Rasterzellen des Höhenmodells zur Ermittlung des Pegels statistisch ausgewertet wurden	53
Abb. 40:	Illustration der Ergebnisse aus den unterschiedlichen Arbeitsschritten bei der Ermittlung des PNU für ein ausgewähltes Gewässer	55

Tab. 1:	<i>Variationsbreite der Gewässerparameter Fläche, Wasserspiegeldynamik und Uferneigung unterteilt nach sechs Grössenklassen (genaue Angaben zu den einzelnen Gewässern sind im Anhang A-1 ersichtlich)</i>	9
Tab. 2:	<i>Geschwindigkeit des lateralen Wasserflusses in den Grobporen verschiedener Bodentypen und Standorten</i>	13
Tab. 3:	<i>Datenquellen für die Durchführung der Grundlagenstudie</i>	16
Tab. 4:	<i>Statistische Kenngrössen der ermittelten Transsektparameter</i>	29
Tab. 5:	<i>Statistische Kenngrössen der Gewässerparameter</i>	29
Tab. 6:	<i>Statistische Messfehler zwischen niveaugleichen Punkten auf Feld- und Waldstandorten</i>	37
Tab. 7:	<i>Vergleich zwischen den <math>\Delta h</math>'s, die bezüglich der Uferbreite oder der Uferfläche die beste Übereinstimmung mit der Kartierung zeigen</i>	47
Tab. 8:	<i>Ermittelte Pegelschwankungen <math>P_1 - P_m</math> bei 20 Kleinseen der Kantone Bern und Zürich</i>	49
Tab. 9:	<i>Verfahrensschritte zur Ermittlung des potenziell natürlichen Uferraums (PNU) stehender Gewässer mit einem GIS.</i>	54
Tab. 10:	<i>Inventare, Schutzgebiete und Biotope von nationaler und internationaler Bedeutung</i>	56