



Bayerisches Landesamt
für Wasserwirtschaft



Seelitorale in Bayern:

Starnberger See

Makrophyten-Kartierungen

1979, 1989 und 2000

Materialien Nr. 110 (Dez. 2003)

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstraße 67, D-80636 München,
eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit
und Verbraucherschutz

Internet: http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/qual_seen/produkte/berichte.htm

Auftraggeber: Wasserwirtschaftsamt München (WWA M), Praterinsel 2, 80538 München

Projektleitung: Prof. Dr. Arnulf Melzer, Limnologische Station der TU München, Iffeldorf
Dipl.-Ing. (FH) Stefan Zimmermann, Limnologische Station der TU München, Iffeldorf

Auftragnehmer: Prof. Dr. Arnulf Melzer, Limnologische Station der TU München, Iffeldorf

Bearbeitung: Dipl.-Ing. Angela Schorer, Limnologische Station der TU München, Iffeldorf
Internet: <http://www.limno.biologie.tu-muenchen.de>

Redaktion, Layout: Dipl.-Biol. Friederike Bleckmann, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

Fachliche Beratung: Dipl.-Biol. Christine Schranz, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

Zeichnungen: Edith Hoffmeyer, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

Vorwort

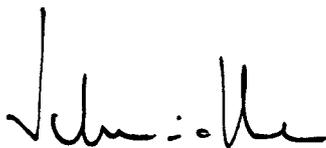
Der hiermit vorliegende zweite Band der Reihe „Seelitorale in Bayern“ stellt die Ergebnisse der Makrophyten-Kartierungen des Starnberger Sees vor. Dieser wurde bereits mehrfach – in den Jahren 1979, 1989 und 2000 – untersucht, so dass sich Aussagen über langfristige Veränderungen treffen lassen. Ähnliche Kartierungen fanden an allen großen bayerischen Seen statt: Chiem- und Ammersee wurden zweimal, im Abstand von etwa zehn Jahren, kartiert, über 20 weitere Seen einmal. Von 15 Seen liegen zusätzlich Phytobenthos-Untersuchungen vor, dafür wurden an ausgewählten Litoralstellen benthische (substratgebundene) Kieselalgen gesammelt und im Labor bestimmt.

Die Makrophyten-Kartierungen ergänzen das seit 1981 etablierte gewässerkundliche Seen-Untersuchungsprogramm der Wasserwirtschaft, bei dem aber lediglich der Freiwasserkörper (Pelagial) der Seen beprobt und auf Planktonorganismen und chemisch-physikalische Kriterien hin untersucht wird. Um zusätzlich Informationen über die Entwicklung der Uferzone (Litoral) der größten Seen zu gewinnen, wurden regelmäßig zusätzliche Untersuchungen durch das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft vergeben: Forschungstaucher wurden beauftragt, Makrophyten (höhere, mit bloßem Auge sichtbare Wasserpflanzen) zu kartieren. Diese geben Auskunft über den Nährstoffgehalt des Sediments und stellen somit Langzeitindikatoren dar. Ebenfalls aufgenommen wurde das Phytobenthos (substratgebundene pflanzliche Mikroorganismen, vor allem Kieselalgen). Es passt sich schnell an wechselnde Umweltbedingungen an und kann daher als Kurzzeitindikator genutzt werden. Die Veränderungen des Bewuchses der Litoralbereiche spiegeln damit auch die Wirksamkeit der jeweiligen Sanierungsmaßnahmen wider.

Da laut Europäischer Wasserrahmenrichtlinie das Gewässer in seiner Gesamtheit bewertet werden soll, gewinnt die Organismengruppe „Makrophyten und Phytobenthos“ an Bedeutung. Sie ist eine der vier biologischen Qualitätskomponenten, die künftig für die Bewertung des ökologischen Gewässerzustands untersucht werden muss.

In der Reihe „Seelitorale in Bayern“ werden sukzessive weitere Makrophyten- und Kieselalgen-Untersuchungen veröffentlicht. Sämtliche Ausgaben stehen der Fachwelt als Download-Datei auf der Internetseite des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft zur Verfügung.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
München, im Dezember 2003
i. A.



Prof. Dr.-Ing. R. Schmidtke
Abteilungsleiter
Gewässerkundlicher Dienst

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung

1	Einleitung	9
2	Untersuchungsgebiet Starnberger See	11
2.1	Lage und Nutzung	11
2.2	Geologie und Entstehung	12
2.3	Morphologie und Hydrologie	12
2.4	Trophische Entwicklung	14
	Material und Methoden	15
3.1	Makrophyten-Kartierung	15
3.2	Berechnung des Makrophyten-Index	16
4	Ergebnisse	19
4.1	Makrophyten-Kartierung	19
4.1.1	Quantitative Verbreitung ausgewählter Makrophyten-Taxa	19
	<i>Chara aspera</i> DETH.	20
	<i>Chara contraria</i> A. BRAUN. EX KÜTZ.	22
	<i>Chara delicatula</i> AGARDH	24
	<i>Chara globularis</i> THUILLIER	26
	<i>Nitellopsis obtusa</i> J. GEOVES	28
	<i>Elodea canadensis</i> MICHX., Kanadische Wasserpest	30
	<i>Elodea nuttallii</i> ST. JOHN, Nutalls Wasserpest	32
	<i>Myriophyllum spicatum</i> L., Ähriges Tausendblatt	34
	<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i> CASPER, Mittleres Nixkraut	36
	<i>Potamogeton crispus</i> L., Krauses Laichkraut	38
	<i>Potamogeton filiformis</i> PERSON, Fadenförmiges Laichkraut	40
	<i>Potamogeton friesii</i> RUPRECHT, Stachelspitzige Laichkraut	42
	<i>Potamogeton gramineus</i> L., Gras-Laichkraut	44
	<i>Potamogeton pectinatus</i> L., Kamm-Laichkraut	46
	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L., Durchwachsenes Laichkraut	48
	<i>Potamogeton pusillus</i> L., Zwerg-Laichkraut	50
	<i>Potamogeton x nitens</i> WEBER, Schimmerndes Laichkraut	52
	<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP, Spreizender Hahnenfuß	54
	<i>Zannichellia palustris</i> L., Teichfaden	56
4.1.2	Verbreitung gefährdeter Arten	58

4.2	Makrophyten-Index	62
	Der mittlere Makrophyten-Index	66
4.3	Zusammenfassende Uferbeschreibung mit Hinweisen für wasserwirtschaftliches Handeln	68
	Von Tutzing bis zum Karpfenwinkel (Abschnitte 1 bis 18)	69
	Vom Horn bis Bernried (Abschnitte 19 bis 29)	72
	Von Bernried bis Seeshaupt (Abschnitte 30 bis 42)	74
	Von Seeshaupt bis St. Heinrich (Abschnitte 43 bis 51)	76
	Von St. Heinrich bis Ammerland (Abschnitte 52 bis 71)	78
	Von Ammerland bis Berg (Abschnitte 72 bis 88)	80
	Von Berg bis Niederpöcking (Abschnitte 89 bis 103)	82
	Von Niederpöcking bis Tutzing (Abschnitte 104 bis 131)	84
5	Diskussion	87
5.1	Veränderung der Artenzusammensetzung	87
5.2	Veränderung der Nährstoffbelastung	90
	Uferbereiche mit verringerter Nährstoffbelastung	91
	Nährstoffbelastete Uferbereiche	92
5.3	Schutz gefährdeter Arten	96
5.4	Maßnahmen	100
6	Literatur	101

Anhang

Zusammenfassung

Am Starnberger See fanden bisher drei Tauchkartierungen statt, bei denen die submerse Vegetation aufgenommen wurde. Auftraggeber war das Wasserwirtschaftsamt München. Durchgeführt wurden die Untersuchungen im Sommer der Jahre 1979, 1989 und 2000 zum Zeitpunkt der maximalen Vegetationsentwicklung. Ziel war es, einen Hinweis auf die Häufigkeiten der submersen Makrophyten-Taxa und die Veränderungen des Artenspektrums zu bekommen. Mit Hilfe des Makrophyten-Index (MELZER 1988) kann die Nährstoff-Belastung des Litorals beschrieben und deren Entwicklung verfolgt werden.

Im Jahr 1979 beherbergte der Starnberger See 22 verschiedene Makrophyten-Taxa, wobei sowohl eutraphente – wie *Zannichellia palustris* und *Elodea canadensis* – als auch meso- und oligotraphente Arten – wie *Chara contraria* und *Chara aspera* – auftraten. Bis zur dritten Untersuchung im Jahr 2000 siedelten sich insgesamt 13 neue Taxa an, darunter oligo- bis mesotraphente Arten wie *Chara tomentosa* aber auch typische Neophyten wie *Elodea nuttallii*. Zwischen Arteninventar und trophischen Bedingungen besteht jedoch nur teilweise ein Zusammenhang. Erst wenn die Veränderungen der besiedelten Uferlänge einzelner Arten berücksichtigt werden, lassen sich Aussagen über eine Nährstoffreduktion im Litoralbereich machen. Am Starnberger See wird dies insbesondere am Beispiel der Armleuchter-Alge *Chara aspera* deutlich: Diese Art hat sich nach 1979 enorm ausbreiten können und besiedelte 2000 fast die komplette Uferlänge des Sees. Da *Chara aspera* ein zuverlässiger Indikator für nährstoffarme Gewässer ist, belegt deren starke Zunahme die deutliche Nährstoffreduktion im Uferbereich. Hingegen nahm die mit eutraphenter Vegetation bestandene Uferlänge innerhalb des Untersuchungszeitraums im allgemeinen ab. Ausgesprochene Nährstoffzeiger wie *Potamogeton friesii* und *Potamogeton crispus* sind allerdings nach wie vor vorhanden und weisen auf immer noch bestehende lokale Nährstoffbelastungen hin.

Die berechneten Werte des Makrophyten-Index (MELZER 1988), der die Nährstoffsituation im Uferbereich beschreibt und mit Hilfe trophie-indikativer Arten errechnet wird, weisen seit 1979 auf eine erheblich Abnahme der Nährstoffbelastung des Starnberger Sees hin. Bei dieser ersten Kartierung war noch etwa ein Viertel des Ufers erheblich bis stark belastet. Bis zum Jahr 2000 reduzierten sich diese Bereiche auf weniger als 10 % der Uferlänge. Gleichzeitig nahm die Länge der gering belasteten Bereiche stark zu. Wie an der verstärkten Verbreitung von Characeen in tieferen Uferregionen zu erkennen ist, war dies insbesondere am Ostufer der Fall.

Trotz aller Erfolge wiesen im Jahr 2000 etwa 25 % der Uferstrecke eine erhöhte Nährstoff-Belastung auf. Insbesondere im Mündungsbereich der größeren Zuflüsse sind – mit Ausnahme der Ostersee Ach – Belastungen vorhanden. Obwohl Sanierungsmaßnahmen in den Einzugsgebieten den Phosphorgehalt der Zuflüsse erheblich reduzierten, führen die Gewässer dem See immer noch erhebliche Nährstoffmengen zu. Am Westufer verursachen vorwiegend kleinere Bäche und Gräben lokale Nährstoffbelastungen im Litoral. Auffällig ist die Häufung belasteter Abschnitte im Bereich von Hafenanlagen und an Landungsstegen. Bei der Erstellung eines Gewässer-Entwicklungsplans beziehungsweise bei einer Sanierung sollten für diese Abschnitte Maßnahmen zur Nährstoff-Entlastung eingeplant werden.

Aus den Belastungsgraden der einzelnen Uferabschnitte kann nach MELZER 1988 der mittlere Makrophyten-Index berechnet werden. Dieser liefert einen Mittelwert über die Nährstoff-Belastung des gesamten See-Litorals. Seit der ersten Kartierung des Starnberger Sees sinkt der Wert des mittleren Makrophyten-Index kontinuierlich: Während 1979 ein Wert von 3,1 berechnet wurde, lag dieser 1989 bei 2,9 und 2000 nur noch bei 2,8. Im Jahr 2000 kann die Nährstoff-Belastung des gesamten Litorals als „mäßig“ eingestuft werden (Klassifizierung nach SCHAUMBURG et al. 2001).

Mit Hilfe des Makrophyten-Index ist es möglich, Rückschlüsse auf den Gesamt-Phosphor-Gehalt zum Zeitpunkt der Vollzirkulation zu ziehen (MELZER 1988). Danach ergibt sich für 1979 ein potentieller Gesamt-Phosphorgehalt von 24,5 µg P/l und für 1989 von 19,7 µg P/l. Diese berechneten Werte stimmen mit den gemessenen gut überein. Lediglich der für das Jahr 2000 prognostizierte liegt mit 17,6 µg P/l deutlich über dem gemessenen, der etwa 10 µg P/l beträgt. Ursache für diese Abweichung ist in erster Linie die Tatsache, dass die im Sediment wurzelnden Makrophyten die darin enthaltenen Nährstoffe meist noch mehrere Jahre lang nutzen können. Anders als im Freiwasser macht sich im Sediment eine Nährstoff-Reduktion erst mit mehrjähriger Verzögerung bemerkbar. Da für die Makrophyten sowohl die im Freiwasser gelösten als auch die im Sediment gebundenen Nährstoffe nutzbar sind, reagieren Pflanzen und Makrophyten-Index immer mit mehrjähriger Verzögerung auf die veränderte Nährstoffzufuhr.

Von den im Jahr 2000 im Starnberger See aufgenommenen 35 Arten makrophytischer Wasserpflanzen sind 17 in der Roten Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) und/oder in der Roten Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987) registriert. Im Starnberger See nahm die Zahl der Rote Liste-Arten innerhalb der vergangenen 20 Jahre erheblich zu. Um Schutzmaßnahmen erarbeiten zu können, wurde die Korrelation zwischen dem Auftreten spezieller Taxa und der Ufernutzung untersucht, doch es konnte kein Zusammenhang gefunden werden. Nach 1979 ist lediglich eine verstärkte Zunahme der oligotraphenten Rote Liste-Arten zu erkennen. Da sich in diesem Zeitraum auch das Nährstoffangebot im See kontinuierlich verringerte, scheinen sich die Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung gleichzeitig als Schutzmaßnahmen zur Sicherung der Standorte eines Großteils der Rote Liste-Arten zu erweisen. Mit einer Verringerung der Trophie nicht vereinbar ist lediglich der Schutz der wenigen gefährdeten eutraphenten Arten. Doch nährstoffliebende Makrophyten waren Ende des 19. Jahrhunderts – als der Starnberger See noch dem oligotrophen Seentyp zuzurechnen war – natürlicherweise nicht vorhanden. Sie konnten sich erst durch die verstärkte Eutrophierung in der Zeit nach dem Zweiten Weltkrieg ausbreiten. Bei der Rückführung des Sees in seinen natürlichen oligotrophen Zustand kann deshalb ein Schutz der gefährdeten eutraphenten Arten nicht gewährleistet werden.

1 Einleitung

Als Siedlungs- wie auch als Naherholungsgebiet ist der Starnberger See einer der beliebtesten Seen des bayerischen Voralpenlandes. Diese Attraktivität brachte aber auch Probleme mit sich: In den 1950er Jahren führte sowohl die verstärkte Siedlungstätigkeit als auch die Intensivierung der Landwirtschaft zu einer enormen Nährstoffbelastung des Sees. Wurde der Starnberger See von BRAND (1896) Ende des 19. Jahrhunderts noch als oligotropher See beschrieben, so stellte WACHTER (1959) in seinen Untersuchungen Mitte der 1950er Jahre deutliche Anzeichen für eine Eutrophierung fest. Um eine weitere Verschlechterung der Gewässergüte abzuwenden, wurde 1958 ein Planungsverband zur Abwasser-Beseitigung gegründet und 1964 mit dem Bau einer Ringkanalisation begonnen. 1979 fanden umfangreiche limnologische Untersuchungen statt, um den Gütezustand des Sees zu ermitteln (LENHART & STEINBERG 1982).

Die Nährstoffe, die in erster Linie aus dem Umland in den See geschwemmt werden, reichern sich in der Kontaktzone Land–Wasser an, daher ist der Uferbereich besonders belastet. Mit Hilfe submerser Makrophyten als Bioindikatoren kann man den Nährstoffquellen auf die Spur kommen. Diese von MELZER entwickelte Methode wurde am Starnberger See zum ersten Mal im Jahr 1979 angewandt. Von Interesse war die ufernahe Nährstoffbelastung, Wiederholungskartierungen sollten die langfristige Entwicklung der Makrophyten-Vegetation zeigen. Diese Untersuchungen folgten in den Jahren 1989 und 2000.

Submerse Makrophyten können als Langzeitindikatoren für Nährstoffbe- beziehungsweise -entlastungen genutzt werden. Da sie langlebig sind und nur verzögert auf Milieuveränderungen reagieren, kann der von MELZER (1988) entwickelte Makrophyten-Index als mehrjähriges Integral der wirksamen Standortfaktoren betrachtet werden. Die drei bisherigen Kartierungen der Makrophyten-Vegetation geben so die Entwicklung der Trophie im Litoral des Starnberger Sees wieder.

In dem hier vorliegenden Bericht wird die trophische Entwicklung des Litorals im Zeitraum von 1979 bis 2000 dargestellt. Folgende Aspekte werden behandelt:

- Erhebung und Vergleich der Artenzusammensetzung und -häufigkeiten der submersen Makrophyten-Flora
- Entwicklung der Nährstoffsituation im Litoral und Aufzeigen noch vorhandener Nährstoffquellen
- Aufzeigen von Handlungsbedarf und Anregung von Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffquellen
- Verbreitung von Rote Liste-Arten und Vorschläge für Schutzmaßnahmen

1 EINLEITUNG

2 Untersuchungsgebiet Starnberger See

2.1 Lage und Nutzung

Der Starnberger See liegt etwa 20 km südwestlich der Landeshauptstadt München im bayerischen Voralpenland (Abb. 2.1) und ist von Moränenhügeln umgrenzt. Mit einer Fläche von 56 km² ist er nach dem Chiemsee der zweitgrößte See Bayerns. Sein in Nord-Süd-Richtung gelegenes Becken ist etwa 20 km lang und zwischen 3 und 5 km breit. Wie die anderen Seen des Alpenvorlandes entstand der Starnberger See in der Eiszeit. Seine ursprüngliche Ausdehnung war weit aus größer und ist noch an den Mooren der Eiszerfalls-Landschaft im Norden (Würmtal) beziehungsweise Süden (Osterseen) zu erkennen (SCHAUMBURG 1996).



Abb. 2.1 Lage des Starnberger Sees

Die reizvolle Lage und landschaftliche Schönheit des Starnberger Sees führten dazu, dass schon im 15. Jahrhundert Fürsten und Adelige Schlösser, Anwesen und Landsitze an seinem Ufer errichteten. Zu Beginn des 19. Jahrhunderts erbauten hier immer mehr wohlhabende Münchner Bürger ihre Sommerresidenzen, die zum Teil auch heute noch zu bewundern sind. Mit der Fertigstellung der Eisenbahnlinie von München nach Starnberg im Jahre 1854 und der Verlängerung über Tutzing nach Garmisch setzte am Westufer ein wahrer Bauboom ein, so dass bereits Ende des 19. Jahrhunderts kaum noch unerschlossene Grundstücke in Seenähe zu finden waren (SCHÖBER 1999). Das Ostufer wurde aufgrund der schlechteren Verkehrsanbindung und der ungünstigeren Ufermorphologie weniger stark besiedelt. Mit der zunehmenden Mobilität der Bevölkerung während der Nachkriegszeit setzte erneut eine verstärkte Zuwanderung in die Gemeinden am Ufer des Starnberger Sees ein, insbesondere an das West- und Nordufer des Sees. Auch heute noch liegt der Siedlungsschwerpunkt in diesen Bereichen, den Gemeinden Starnberg, Tutzing und Berg.

Auch als Erholungsgebiet wurde der Starnberger See schon früh entdeckt. Durch die Eisenbahn-Verbindung von München nach Starnberg wurde der See ein beliebtes Ausflugsziel für die Münchner Bevölkerung. Drei Jahre später, im Jahr 1857, wurde im Auftrag von König Max II. ein Dampfschiff gebaut, das auf dem See kreuzte. Bereits im Jahr 1890 beförderte es fast eine halbe Million Fahrgäste (LINK 1982). Von seiner Anziehungskraft hat der Starnberger See bis heute nichts verloren: Für den Ballungsraum München stellt er ein bedeutendes Naherholungsgebiet dar, Wassersport aller Art ist hier möglich. Eine Wasserski-Schule befindet sich in Possenhofen, die zahlrei-

chen Segelhäfen bezeugen die günstigen Windverhältnisse für Segler und Surfer. Zahlreiche Badeplätze und Liegewiesen sind rund um den See zu finden. Wander- und Radwege entlang des Ufers und in die Umgebung ergänzen das Freizeitangebot.

Seit langem bekannt ist der Starnberger See für seinen Fischreichtum. Ende des 17. Jahrhunderts wurden die Renken sogar bis nach Prag an den Hof Rudolfs II. geliefert. Für die Fischer ist die Renke nach wie vor die wichtigste Fischart, aber auch Aal, Rotaugen, Seeforelle, Hecht und Zander sind hier beheimatet (HERBKE 2001).

2.2 Geologie und Entstehung

Die Entstehung des Starnberger Sees wird kontrovers diskutiert: PENK (1905) beschrieb ihn als echten Glazialsee, der während der letzten Eiszeit durch die Gletschertätigkeit entstanden ist. Andererseits wird die Theorie vertreten, der See sei die Erosionsrinne eines voreiszeitlichen Flusslaufs, der während der nachfolgenden Eiszeiten lediglich erweitert und eingetieft wurde. Dabei wurde das Becken durch Endmoränen abgedämmt und zu einem See aufgestaut (ULE 1901). Im Postglazial umfasste der See ein weit größeres Gebiet, das weit nach Süden reichte und die heute nicht mehr existierenden Seen wie Murnauer-, Loisach- und Wolfratshäuser See mit einschloss. Die Isar durchschneidet die Endmoräne am Nordende des Wolfratshäuser Sees, so dass dieser auslief. Zusätzlich suchte sich die Loisach, die vermutlich ursprünglich den Starnberger See speiste, ein neues Bett, heute mündet sie in die Isar. Anders als bei den benachbarten Seen, bewahrte die hydrologische Isolation den Starnberger See vor dem Auslaufen und der Auffüllung durch die Alpenflüsse (WASMUND 1943). Allerdings hatte dies auch zur Folge, dass der Wasserspiegel des Starnberger Sees heute deutlich höher liegt als die Flüsse Isar und Loisach im Osten beziehungsweise der Ammersee im Westen.

2.3 Morphologie und Hydrologie

Der Starnberger See (Kenndaten siehe Tab. 2.1) wird von den Jungmoränen der letzten Eiszeit

Tab. 2.1 Kenndaten des Starnberger Sees (SCHAUMBURG 1996).

Entstehung/Seetyp	Zungenbecken
Höhe (mittlerer Wasserstand)	584,2 m ü. NN
Oberfläche	56,36 km ²
Volumen	2,999 Mrd. m ³
maximale Tiefe	127,8 m
mittlere Tiefe	53,2 m
Einzugsgebiet	314,7 km ²
theoretische Wassererneuerungszeit	21 Jahre

umgrenzt. Diese besitzen – im Vergleich zu den Altmoränen aus früheren Eiszeiten – noch ein ausgeprägtes Relief und ragen zum Teil mehr als 100 m über den Seespiegel. Am Ostufer erheben sich die Moränenwälle bis etwa 680 m über NN. Die Ilka-Höhe südwestlich von Tutzing stellt mit 725 m über NN einen besonders markanten

Aussichtspunkt dar. Nördlich von Starnberg findet sich die Zone der Endmoränen, hier reihen sich wall- und rückenförmige Erhebungen girlandenförmig aneinander und bilden die Trennlinie zwischen dem ehemals von Gletscher-Eis bedeckten Zungenbecken und der Münchner Schotterebene. Im Süden, bei Seeshaupt, wird der See von einer Eisrand-Terrasse begrenzt, die in die Eiszerfalls-Landschaft der Osterseen übergeht. Im Südwesten schließt sich eine Grundmoränen-Landschaft an, die mit nach Nord-West ausgerichteten stromlinienförmigen Drumlins durchzogen ist, dem sogenannten „Eberfinger Drumlinfeld“.

Das Ufer des langgezogenen, fast in Nord-Süd-Richtung ausgerichteten Starnberger Sees verläuft sehr gradlinig, eine Ausnahme bildet der Karpfenwinkel, eine Bucht südlich von Tutzing. An der Ostseite des Sees reicht der Moränenwall bis an die Uferlinie, seine Hangneigung setzt sich auch unter Wasser fort: Die Ufer fallen steil in die Tiefe. Nur 400 m vom Ostufer entfernt, auf Höhe der gegenüber liegenden Roseninsel, erreicht der See mit 127,8 m seine größte Tiefe. Das Westufer ist terrassenartig gegliedert und fällt zum See hin weniger steil ab. Im südlichen Abschnitt bei Bernried geht die Hochfläche mit sanfter Neigung in einen flachen Uferabschnitt über. Die Morphologie des Süd-Endes des Sees wurde von einer flachen Gletscherzunge geprägt, deren Schmelzwasser sich in diesen Teil des Sees ergossen. Die mitgeführten Schottermassen füllten ihn auf, heute ist er ein flaches Becken (HERRMANN 1980).

Der Wasserspiegel des Starnberger Sees liegt rund 20 m höher als die im Osten bei Wolfratshausen gelegenen Flüsse Loisach und Isar und etwa 50 m höher als der Ammersee im Westen. Daraus ergibt sich die im gesamten Vorland der Alpen einmalige Situation, dass ein See dieser Größe keinen direkten Zufluss aus den Alpen besitzt. Nur eine geringe Anzahl kleiner Bäche führt dem See Oberflächenwasser zu; ein ausgesprochener Hauptzu-

Tab. 2.2 Die wichtigsten Zuflüsse des Starnberger Sees mit einem $MQ > 0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Quelle: HENSCHEL et al.1992)

Gewässername	Mittelwassermenge (MQ) im Jahr 1979 in m^3/s
Ostersee Ach (Bodenbach)	1,65
Maisinger Bach	0,67
Lüßbach	0,44
Rötlbach	0,28
Singerbach	0,20
Starzenbach	0,17
Seeseitenbach	0,16
Grenzgraben	0,15

fluss existiert nicht (Tab. 2.2). Die Ostersee Ach (Bodenbach) am Süd-Ende des Sees ist mit einer Mittel-Wassermenge (MQ) von $1,65 \text{ m}^3/\text{s}$ im Jahr 1979 der größte aller Zuflüsse.

Darüber hinaus wird der See zu einem nicht näher bestimmten Anteil durch Grundwasserquellen gespeist sowie von Niederschlagswasser, das direkt auf die Seeoberfläche fällt. Das Einzugsgebiet von 315 km^2 ist im Vergleich zur Seegröße verhältnismäßig klein und die Wasserzufuhr über oberirdische Zuflüsse sehr gering; sie beträgt insgesamt etwa $3,6 \text{ m}^3/\text{s}$ (SCHAUMBURG 1996). Über den Seeabfluss Würm am Nord-Ende verlassen durchschnittlich $4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ den See. Daraus ergibt sich eine sehr lange theoretische Wasser-Erneuerungszeit von 21 Jahren. Tatsächlich ist dieser Wert jedoch noch viel höher anzusetzen, da der Maisinger Bach und der Lüßbach in der Nähe des See-

abflusses münden und so den Wasserkörper des Starnberger Sees kaum beeinflussen. Im Vergleich weisen andere bayerische Seen mit großen Zuflüssen eine wesentlich kürzere Erneuerungszeit auf: der Ammersee zum Beispiel 2,7 Jahre oder der Chiemsee 1,3 Jahre (SCHAUMBURG 1996).

Im Starnberger See kann theoretisch zweimal im Jahr, im Frühling und Herbst, eine vollständige Durchmischung des Wasserkörpers stattfinden, demnach wäre er ein dimiktischer und holomiktischer See. Aufgrund der Morphologie des Seebeckens und der ungünstigen Ausrichtung des Sees zur Hauptwindrichtung ist bei ungünstiger Witterung zu den Zirkulationsphasen auch eine unvollständige Durchmischung des Wasserkörpers möglich (MELZER 1988).

2.4 Trophische Entwicklung

Die Nährstoffsituation des Starnberger Sees wird seit 1978 regelmäßig untersucht. Informationen über die Entwicklungsgeschichte der Trophie des Sees lieferte im Jahr 1988 eine Sedimentkern-Untersuchung. Dabei wurde ein Sedimentkern in Scheiben geschnitten und diese durch Messung der Radioaktivität datiert. Die in den jeweiligen Schichten enthaltenen Kieselalgen-Schalen geben Auskunft über die trophischen Verhältnisse des Sees zum Zeitpunkt ihres Wachstums, denn je nach Lebensbedingungen variieren Artenzusammensetzung und Häufigkeiten. So kann der trophische Zustand des Starnberger Sees in den vergangenen Jahrzehnten bestimmt werden. Mittels dieser Methode kann der Starnberger See für das Ende des 19. Jahrhunderts als „oligotroph“ eingestuft werden. Eine verstärkte Eutrophierung setzte in der Zeit nach dem II. Weltkrieg ein, dies konnte anhand des verstärkten Vorkommens meso-eutropher Kieselalgen im Sedimentkern rekonstruiert werden. Der Höhepunkt der Eutrophierung wurde Ende der 1960er Jahre erreicht. Durch die zwischen 1964 und 1976 errichtete Ringkanalisation wurde ein Re-Oligotrophierungs-Prozess in Gang gesetzt. In den aus dieser Zeit stammenden Sedimentschichten konnten zunehmend oligotrophente Diatomenarten beobachtet werden. Die Messungen belegen eine kontinuierliche Verbesserung der Nährstoffsituation seit der Zeit der stärksten Belastung in den 1960er und 1970er Jahren (HENSCHEL et al. 1992). In einer umfangreichen limnologischen Untersuchung konnte der See im Jahr 1979 als mesotroph eingestuft werden (LENHART & STEINBERG 1982). Seit Anfang der 1980er Jahre ist ein kontinuierlicher Rückgang der Nährstoff-Konzentrationen im Pelagial zu verzeichnen, der zum größten Teil auf diese Maßnahmen zur Abwasser-Fernhaltung zurückzuführen ist (SCHAUMBURG 1996). In den vergangenen Jahren wird im Pelagial nur noch eine durchschnittliche Gesamt-Phosphorkonzentration um $10 \mu\text{g P/l}$ gemessen (Daten: WWA-München). Auch die Ergebnisse der Tauchkartierungen von 1979 und 1989 weisen auf eine signifikante Verbesserung der Güte des Litorals des Starnberger Sees hin. Die Nährstoffbelastung im Uferbereich sank innerhalb dieser Jahre um durchschnittlich eine Belastungsklasse. Mit dem Bau der Ringkanalisation und der Abwasser-Fernhaltung konnte die Gefahr eines dauerhaften eutrophen Zustands abgewandt werden. Ein oligotropher Zustand, wie er vor der antropogenen Eutrophierung herrschte, wurde jedoch noch nicht wieder erreicht.

3 Material und Methoden

3.1 Makrophyten-Kartierung

Bisher wurde die Vegetation des Starnberger Sees dreimal kartiert, wobei jeweils der gesamte Makrophyten-Bestand des Litorals mit Hilfe der von MELZER (1988) entwickelten Methode aufgenommen wurde. Dabei bewerteten Forschungstaucher die Verbreitungshäufigkeiten der Pflanzenarten. Diese Mengenschätzung erfolgt innerhalb eines Kartierabschnitts und einer Tiefenstufe getrennt für jede Pflanzenart nach einer fünfstufigen Skala (vgl. KOHLER et al. 1997, MELZER 1993; s. Tab. 2.1).

Tab. 2.1 Fünfstufige Schätzskala

Häufigkeit/Pflanzenmenge	Schätzstufe
sehr selten, vereinzelt	1
selten	2
verbreitet	3
häufig	4
sehr häufig, massenhaft	5

Die Kartierungen fanden in den Sommermonaten während der Hauptwachstumsperiode statt. In vier Tiefenstufen (0–1 m, 1–2 m, 2–4 m sowie > 4 m) schätzten die Taucher die Häufigkeit der jeweils vorkommenden Arten submerser Wasserpflanzen, Schwimmblatt-Pflanzen, Wasserschweber beziehungsweise Röhrichtarten. Das Ufer wurde in Kartier-Einheiten – sogenannten „Abschnitte“ – eingeteilt, in denen relativ homogene Bedingungen herrschten. Abschnittsgrenzen wurden gesetzt, sobald sich der Makrophyten-Bestand, die Struktur des Ufers oder die des Umlandes (Hafenanlage, Zulauf, Ufermorphologie) auffällig änderte. Im Jahr 2000 ergaben sich 131 Abschnitte, im Jahr 1989 151 und 1979 nur 64. Die genaue Unterteilung ist aus den Verbreitungs- und Trophiekarten des Kapitels 4 zu ersehen.

Die kartographische Darstellung erfolgt für jede gefundene Art separat. Um die Veränderungen der Makrophyten-Vegetation zu veranschaulichen, wurden die Ergebnisse der im Rahmen dieser Untersuchung durchgeführten Tauchkartierungen denen aus den Jahren 1979 beziehungsweise 1989 gegenübergestellt. Dabei ist zu beachten, dass zwar im Jahr 1989 nach der gleichen Methode gearbeitet wurde wie 2000, nicht jedoch 1979: Damals wurde das Litoral noch nicht in vier Tiefenstufen unterteilt, sondern der Makrophyten-Bestand des gesamten Abschnitts bewertet – ohne Tiefenstufen-Unterteilung von der Uferlinie bis zur Vegetationsgrenze. Beim Vergleich der Pflanzenmengen einzelner Arten in verschiedenen Tiefenstufen konnten deshalb die Ergebnisse aus dem Jahr 1979 nicht mit einbezogen werden. Die Berechnungen des Makrophyten-Index hingegen sind nach bisherigen Erfahrungen durchaus mit den Berechnungen der Jahre 1989 und 2000 zu vergleichen.

3.2 Berechnung des Makrophyten-Index

Für die Ermittlung des Makrophyten-Index werden Arten herangezogen, die eine möglichst enge Bindung an bestimmte Nährstoffverhältnisse aufweisen („indikative“ Arten). MELZER et al. (1988) teilten 45 Wasserpflanzen mit Indikatoreigenschaft in neun verschiedene Indikatorgruppen ein, die mit Werten zwischen 1 und 5 belegt wurden. Diese Werte gehen in die Berechnung des Makrophyten-Index ein. Als Kriterium für die Aufteilung in die neun Indikatorgruppen dienen Nährstoffanspruch und -toleranz der Pflanzenarten: Gruppe 1,0 enthält Arten mit einem sehr geringen, Gruppe 5,0 Arten mit einem sehr hohen Nährstoffbedarf. Nach dem aktuellen Stand werden die indikativen Arten in die in Tab. 3.2 aufgeführten Indikatorgruppen eingestuft (SCHAUMBURG et al. 2001). Die im Rahmen der Untersuchungen am Starnberger See gefundenen Arten wurden fett hervorgehoben.

Tab. 3.2 Einteilung der indikativen Makrophytenarten in die Indikatorgruppen (SCHAUMBURG et al. 2001). Die bei den Untersuchungen am Starnberger See gefundenen Arten sind fett hervorgehoben.

Gruppe 1,0	Gruppe 1,5	Gruppe 2,0
<i>Chara hispida</i> <i>Chara polyacantha</i> <i>Chara strigosa</i> <i>Potamogeton coloratus</i> <i>Utricularia stygia</i>	<i>Chara aspera</i> <i>Chara intermedia</i> <i>Utricularia minor</i>	<i>Chara delicatula</i> <i>Chara tomentosa</i> <i>Potamogeton alpinus</i>
Gruppe 2,5	Gruppe 3,0	Gruppe 3,5
<i>Chara contraria</i> <i>Chara globularis</i> <i>Nitella opaca</i> <i>Nitellopsis obtusa</i> <i>Potamogeton gramineus</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Potamogeton x zizii</i>	<i>Chara vulgaris</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Potamogeton filiformis</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Utricularia australis</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i> <i>Potamogeton berchtoldii</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Potamogeton praelongus</i> <i>Potamogeton pusillus</i>
Gruppe 4,0	Gruppe 4,5	Gruppe 5,0
<i>Hippuris vulgaris</i> <i>Lagarosiphon major</i> <i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Elodea canadensis</i> <i>Elodea nuttallii</i> <i>Potamogeton compressus</i> <i>Potamogeton crispus</i> <i>Potamogeton obtusifolius</i> <i>Ranunculus circinatus</i> <i>Ranunculus trichophyllus</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Lemna minor</i> <i>Potamogeton friesii</i> <i>Potamogeton nodosus</i> <i>Sagittaria sagittifolia</i> <i>Spirodela polyrhiza</i> <i>Zannichellia palustris</i>

Bei der Berechnung des Makrophyten-Index wird nicht nur der Indikatorgruppen-Wert der einzelnen Art, sondern auch die jeweilige Pflanzenmenge berücksichtigt. Die bei der Kartierung geschätzte Häufigkeit der Makrophyten geht nicht direkt in die Berechnung ein, da zwischen den Schätzstufen und der tatsächlichen quantitativen Verbreitung der Arten kein linearer, sondern ein exponentieller Zusammenhang besteht (Tab. 3.3) Um den metrischen Bezug zur tatsächlichen Menge der Pflanzen im Gewässer herzustellen, wird die Schätzstufe in die dritte Potenz gesetzt. So erhält man die sogenannte „Quantitätsstufe“ oder „Quantität“ (MELZER 1988).

Um festzustellen, ob der Makrophyten-Index als gesichert gelten kann, werden die Maximalen Quantitäten der in einem Abschnitt gefundenen Arten aufsummiert. D. h. die Häufigkeiten werden nach Tiefenstufen getrennt betrachtet und bei der Addition nur die jeweils höchste Quantitätsstufe einer Art berücksichtigt. Erreicht der Wert mindestens 64, gilt er als gesichert. Treten in einem Kartierabschnitt nur wenige Indikatorarten mit niedrigen Häufigkeiten auf, besitzt der Index nur eine geringe Aussagekraft und kann nicht als gesichert gelten.

Tab. 3.3 Zusammenhang zwischen geschätzter Pflanzenmenge und Quantitätsstufe

Häufigkeit	Pflanzenmenge	Quantitätsstufe
sehr selten, vereinzelt	1	1
selten	2	8
verbreitet	3	27
häufig	4	64
sehr häufig, massenhaft	5	125

Die Bestimmung des Makrophyten-Index (MI) erfolgt für jeden Kartierabschnitt getrennt und wird in Anlehnung an den Saprobienindex von PANTLE & BUCK (1955), wie folgt berechnet:

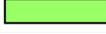
$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n I_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

MI = Makrophyten-Index
I_i = Indikatorwert der *i*-ten Art
Q_i = Quantitätsstufe der *i*-ten Art
n = Gesamtzahl der Arten

Gl. 3.1

Nach dieser Formel ergibt sich ein Wert, der zwischen 1,0 und 5,0 liegt. Aufgrund der besseren Übersichtlichkeit und Darstellungsmöglichkeit werden die errechneten Werte in Indexklassen unterteilt. Diese drücken unterschiedliche Nährstoffgehalte oder Belastungszustände aus und dienen als Bewertungskriterium für die Qualität der Gewässer (MELZER 1993). Die Werte des Makrophyten-Index teilte MELZER (1988) zunächst in sechs Indexklassen ein. Um einen besseren Vergleich mit anderen Indexsystemen zu ermöglichen, erweiterten SCHAUMBURG et al. (2001) die Skala auf sieben Bewertungsklassen. In Tab. 3.4 wird die sechs- der siebenstufigen Indexklassen-Einteilung gegenübergestellt.

Tab. 3.4 Gegenüberstellung der Indexklassen der sechs- und siebenstufigen Skala.

Belastungsgrad	Farbe	Makrophyten-Index, 6-stufig	Makrophyten-Index, 7-stufig	Farbe	Belastungsgrad	Trophiestufe
sehr gering		1,00–1,99	1,00–2,39		sehr gering	oligotroph
gering		2,00–2,49	2,40–2,69		gering	oligo-mesotroph
mäßig		2,50–2,99	2,70–2,94		mäßig	mesotroph 1
			2,95–3,29		mäßig-erheblich	mesotroph 2
erheblich		3,00–3,49	3,30–3,54		erheblich	eutroph 1
stark		3,50–3,99	3,55–3,89		stark	eutroph 2
sehr stark		4,00–5,00	3,90–5,00		sehr stark	eutroph 3

In den Untersuchungen der Jahre 1979 und 1989 wurden die Indexwerte nach der sechsstufigen Skala eingestuft, in der aus dem Jahr 2000 wurde bereits das neue, siebenstufige System verwendet. Um einen Vergleich der Makrophyten-Indizes aller drei Untersuchungsjahre zu ermöglichen, war es daher nötig, die alten Indexwerte in das neue System einzustufen. Dafür mussten die Belastungsgruppen der bereits publizierten Makrophyten-Index-Karten (HENSCHTEL et al. 1992) verändert werden. Dadurch wurden einige Abschnitte, die bei der sechsstufigen Skala die Bewertung „erheblich“ belastet erhielten, bei der siebenstufigen Skala als „mäßig-erheblich“ eingestuft. Dies kam insbesondere am Ostufer vor.

Der mittlere Makrophyten-Index eines Sees errechnet sich aus den Indizes aller Einzelabschnitte. Dabei werden die einzelnen Indexwerte entsprechend der Uferlänge ihres Abschnitts gewichtet.

$$\overline{MI} = \frac{\sum_{i=1}^n MI_i \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n L_i}$$

\overline{MI} = mittlerer Makrophyten-Index

MI_i = Makrophyten-Index des *i*-ten Abschnitts

L_i = Länge des *i*-ten Abschnitts

n = Anzahl der Abschnitte

Gl. 3.2

4 Ergebnisse

4.1 Makrophyten-Kartierung

Die im Starnberger See während der Vegetationsperiode des Jahres 2000 gefundenen Wasserpflanzen sind in Tabelle 4.1 aufgeführt. Es wurden insgesamt 35 submerse Makrophytenarten, Schwimmblatt-Arten und Wasserschwaber sowie fünf Röhrichtarten gefunden.

Tab. 4.1 Artenliste der makrophytischen Wasserpflanzen des Starnberger Sees im Jahr 2000

submerse Makrophyten	
<i>Chara aspera</i> DETH.	<i>Nitellopsis obtusa</i> J. GEOVES
<i>Chara contraria</i> A. BRAUN. EX KÜTZ.	<i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER
<i>Chara contraria</i> v. <i>hispidula</i>	<i>Potamogeton crispus</i> L.
<i>Chara delicatula</i> AGARDH	<i>Potamogeton filiformis</i> PERSOON
<i>Chara denudata</i> A. BRAUN	<i>Potamogeton gramineus</i> L.
<i>Chara globularis</i> THUILLIER	<i>Potamogeton lucens</i> L.
<i>Chara tomentosa</i> L.	<i>Potamogeton friesii</i> RUPRECHT
<i>Elodea canadensis</i> MICHX.	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.
<i>Elodea nuttallii</i> ST. JOHN	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.
<i>Fontinalis antipyretica</i> L.	<i>Potamogeton pusillus</i> L.
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	<i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX
<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i> CASPER	<i>Tolypella glomerata</i> V. LEONH.
<i>Nitella opaca</i> AG.	<i>Zannichellia palustris</i> L.
<i>Nitella syncarpa</i> CHEV.	
Wasserschwaber und Schwimmblatt-Arten	Röhricht-Arten
<i>Lemna minor</i> L.	<i>Eleocharis acicularis</i> R.V.SCH.
<i>Lemna trisulca</i> L.	<i>Equisetum palustre</i> DUROCK
<i>Nuphar lutea</i> L.	<i>Phragmites australis</i> TRIN.
<i>Nymphaea alba</i> L.	<i>Schoenoplectus lacustris</i> PALLA
<i>Potamogeton natans</i> L.	<i>Typha latifolia</i> L.
<i>Utricularia australis</i> R. BROWN	

4.1.1 Quantitative Verbreitung ausgewählter Makrophyten-Taxa

Der folgende Abschnitt charakterisiert ausgewählte Makrophyten-Arten des Starnberger Sees. Insbesondere wird auf ihre ökologischen Ansprüche und die Verbreitung eingegangen. Dabei werden die Kartierungsergebnisse der Jahre 1979, 1989 und 2000 miteinander verglichen und Veränderungen beschrieben. Berücksichtigt wurden alle Arten, die auf mehr als 5 % der Uferlänge vorkommen. Verbreitungskarten wurden für diejenigen Taxa erstellt, deren Verbreitung sich in dem Zeitraum zwischen den Kartierungen besonders auffällig veränderte. Diese Karten zeigen die Gesamtverbreitung der jeweiligen Art mit der maximalen Häufigkeit, die pro Abschnitt in einer der Tiefenstufen gefunden wurde.

Chara aspera DETH.

Der Lebensraum der feingliedrigen, spitz bestachelten Armleuchteralge *Chara aspera* sind oligotrophe Gewässer. Auf zunehmende Nährstoffbelastung reagiert diese Art sehr empfindlich und stirbt bei starker Trophie unter anderem durch den entstehenden Algenaufwuchs ab (KRAUSCH 1996). Sie stellt einen zuverlässigen Anzeiger für nährstoffarme Gewässer dar und wird deshalb von SCHAUMBURG et al. (2001) der Indikatorgruppe 1,5 zugeordnet (indiziert bei Seen einen sehr geringen Nährstoffgehalt). *Chara aspera* zählt zu den typischen Flachwasser-Arten und wächst bevorzugt in Tiefen bis 2 m. Standorte mit Weichsedimenten werden gewöhnlich gegenüber Kies bevorzugt (MELZER 1988).

Vergleicht man die aktuellen Verbreitungsbilder mit denen von 1979 und 1989 (Abb. 4.1), erkennt man eine kontinuierliche Zunahme von *Chara aspera*. Zwischen 1979 und 1989 konnte sowohl eine enorme Zunahme der besiedelten Abschnitte – von 39 % auf 75 % der Uferlänge – wie auch der Häufigkeit, mit der die Art auftrat, verzeichnet werden. In den darauffolgenden Jahren nahm die Ausbreitung weiter zu, und man fand die Art auf 97 % der Uferlänge. Auch die Bestandslücken bei Tutzing und am windexponierten Ostufer schlossen sich. Dagegen wurden die „massenhaften“ Bestände, die im Jahr 1989 in 14 Abschnitten vorhanden waren, im Jahr 2000 nur noch in einem Abschnitt der Starnberger Bucht nachgewiesen. Sie gingen zum Großteil deshalb zurück, weil sich eine vielfältigere Vegetationsgemeinschaft mit anderen Characeen-Arten eingestellt hat. Bei Unterzeismering (Abschnitte 13 und 14) dürfte der gestiegene Nährstoffgehalt im Litoral die Ursache für den Rückgang von *Chara aspera* sein. Bemerkenswert ist die Ausbreitung in den Tiefenstufen 2–4 m und > 4 m. Obwohl *Chara aspera* zu den Flachwasserarten zählt, nahm ihre Individuendichte in vielen Abschnitten zu.

Die Art fehlte lediglich in sieben kurzen Abschnitten. In diesen mündeten entweder nährstoffbelastete Bäche – wie der Rötzbach und der Maisinger Bach (Abschnitte 16 und 96) – oder es gibt dort Landungsstege bzw. eine Hafenanlage (Abschnitte 8, 27, 71 und 84). Am Westufer der Roseninsel (Abschnitt 122) wurde die Art ebenfalls nicht gefunden. Im Mündungsbereich des Seeseitenbachs, des Grenzgrabens und des Starzenbachs wurde die Art mit der Schätzstufe „selten“ kartiert. In diesen Abschnitten war *Chara aspera* im Jahr 1989 noch nicht vorhanden.

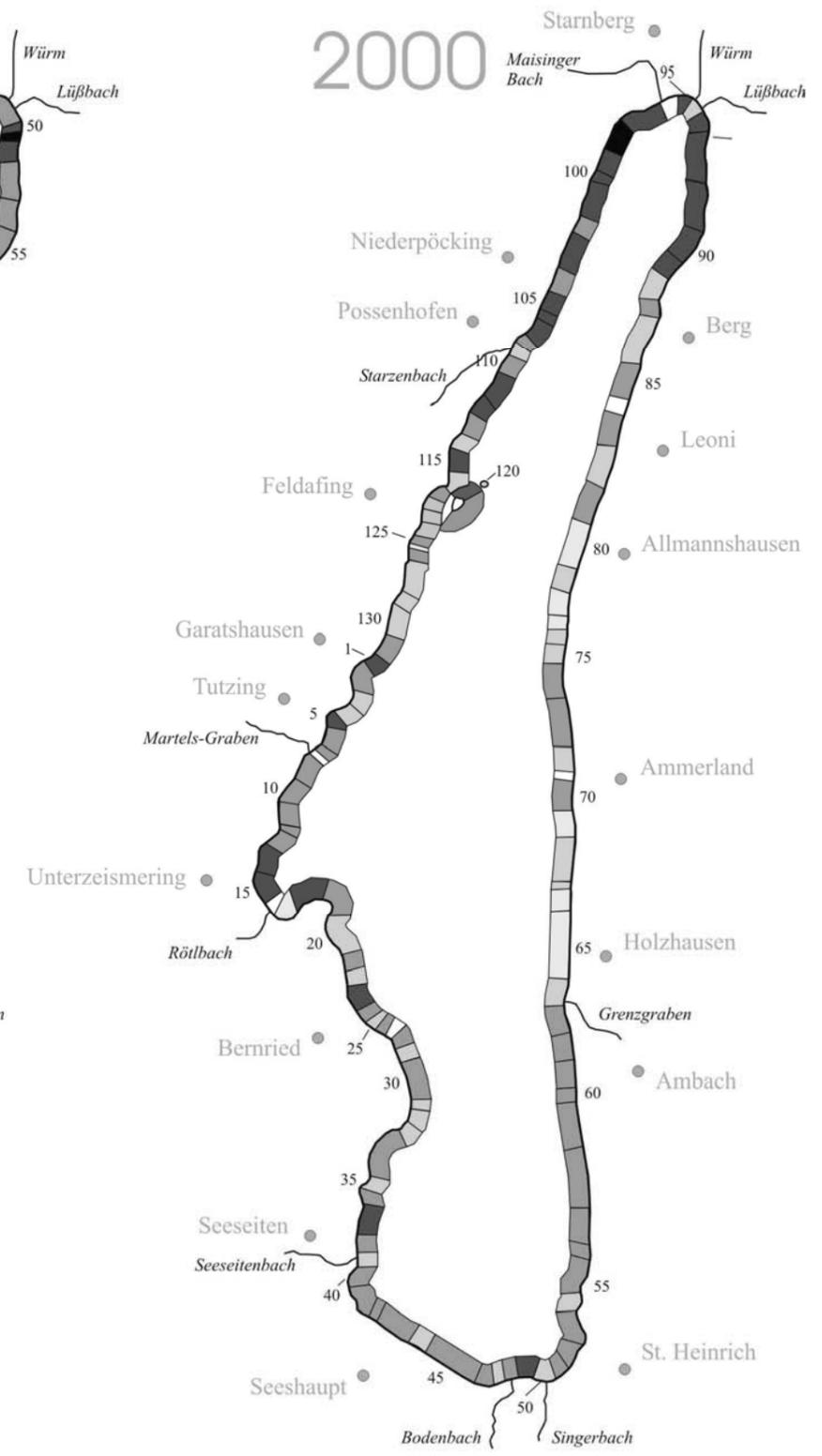
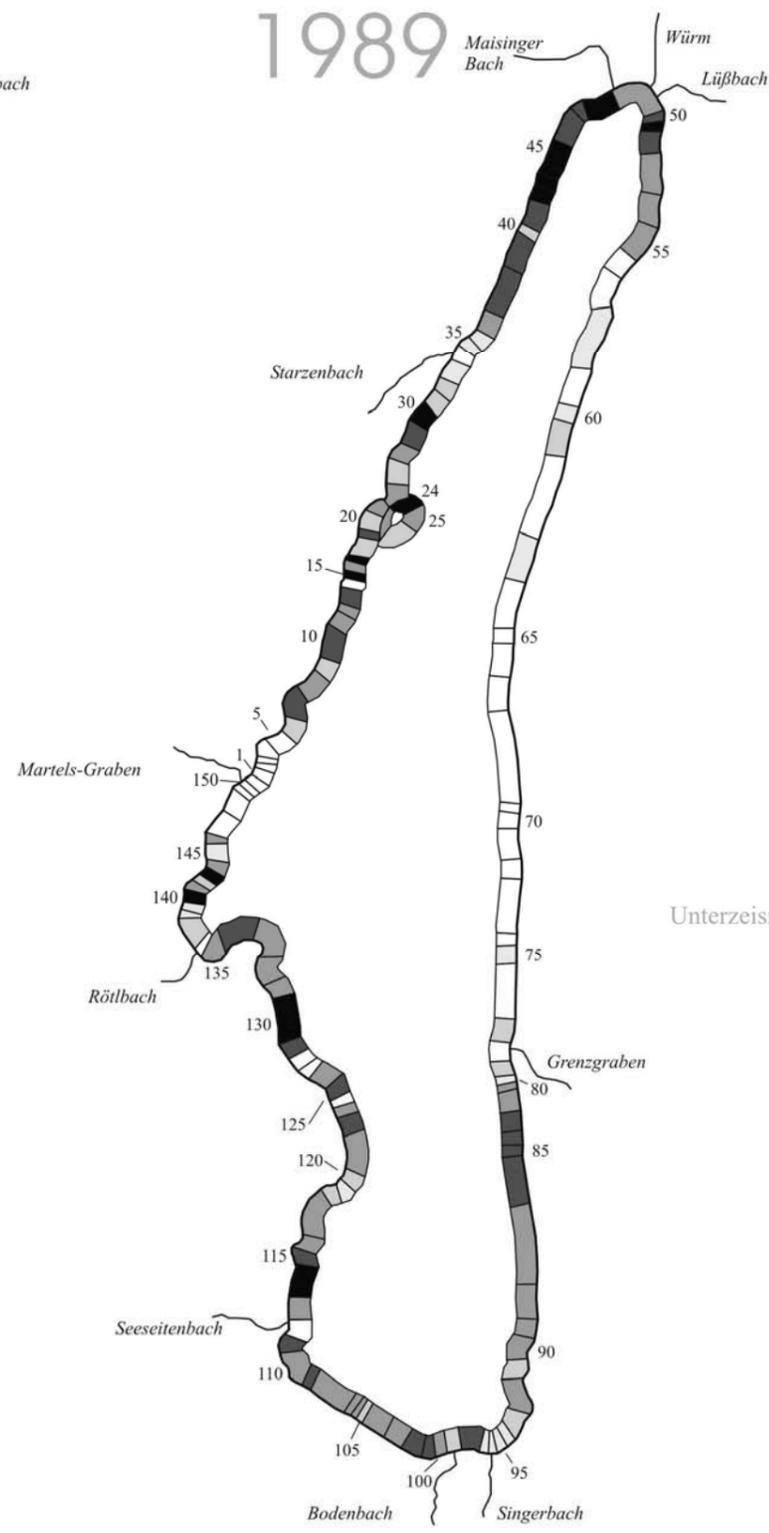
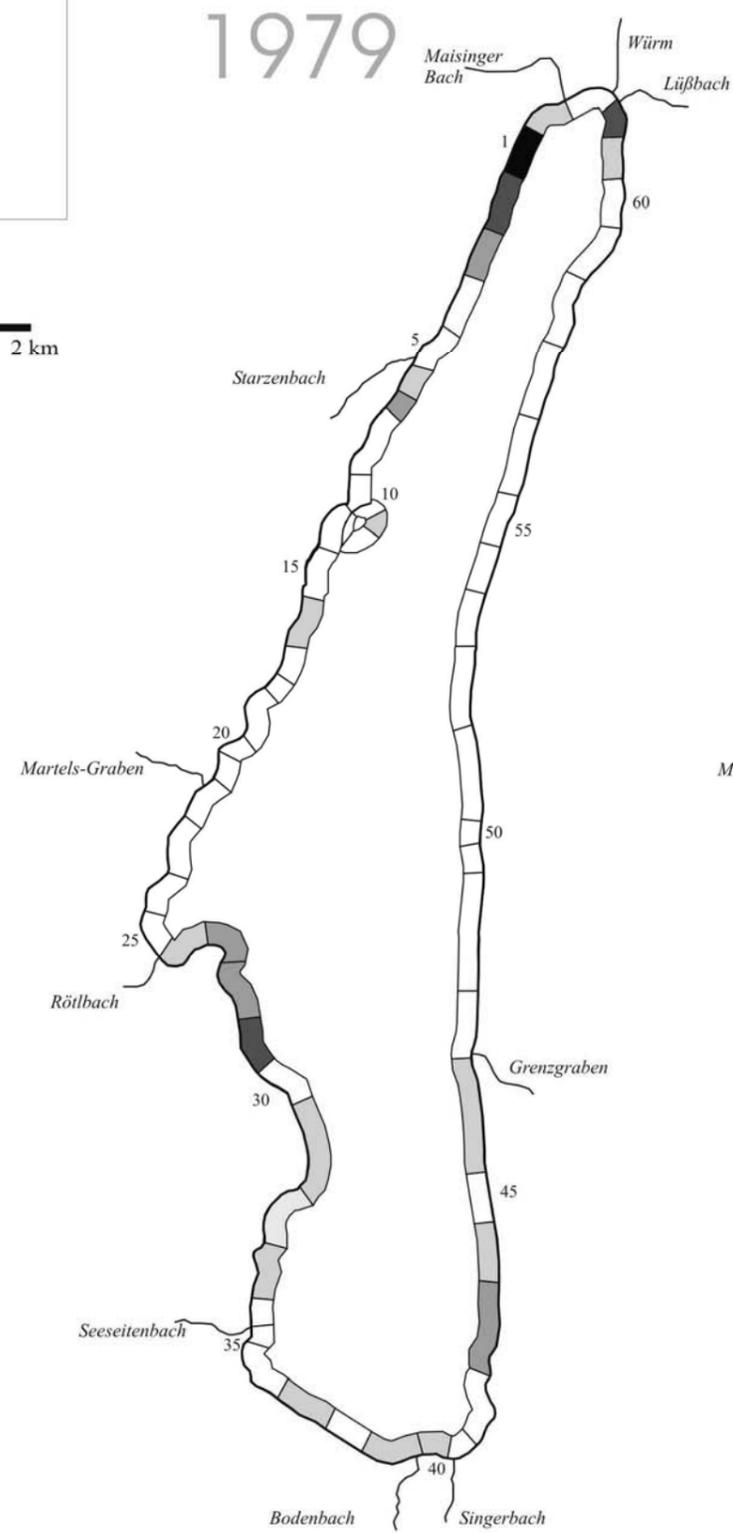
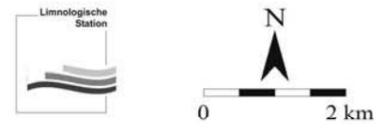
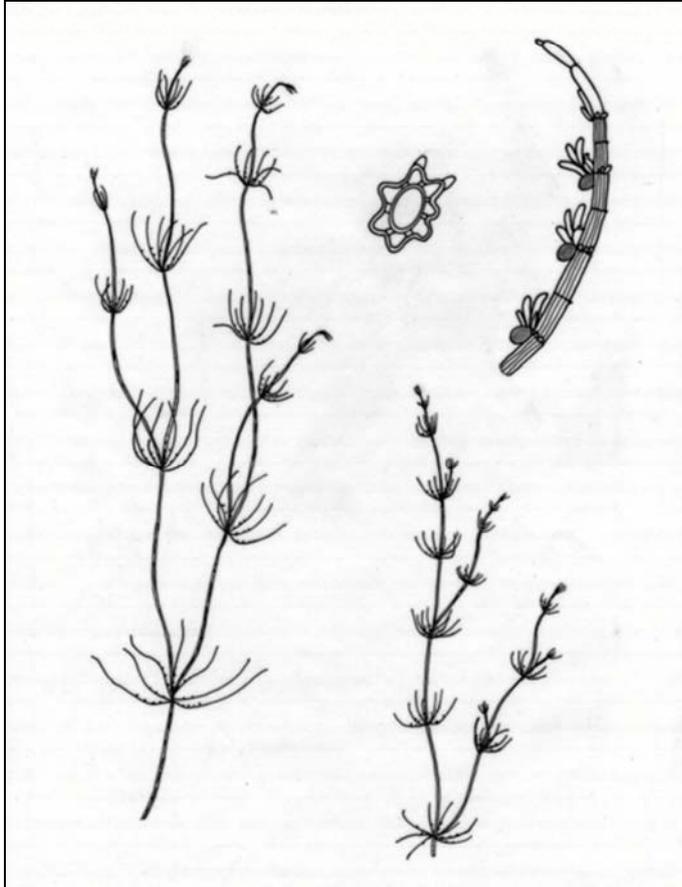


Abb. 4.1 Gesamtverbreitung von *Chara aspera* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

Chara contraria A. BRAUN. EX KÜTZ.

Chara contraria besiedelt mesotrophe Klarwasserseen, dort kann sie bis zu einer Tiefe von 20 m vorkommen. SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen sie der Indikatorgruppe 2,5 zu, da die Art auf Nährstoffbelastungen weniger empfindlich reagiert als *Chara aspera*. Sie meidet aber Bereiche, in denen nährstoffbefrachtete Zuflüsse münden (HÜNERFELD 1990).

Zwischen den Jahren 1979 und 1989 ist ein Rückgang von *Chara contraria* erkennbar (Abb. 4.2). HENSCHEL et al. (1992) führen dies auf die Nährstoffentlastung im See zurück, bezeichnen den Starnberger See aber nach wie vor als ein für die Art ideales Siedlungsgewässer. Bei einer weiteren Nährstoffentlastung des Sees halten sie einen stärkeren Rückzug für möglich. Obwohl das Nährstoffangebot kontinuierlich sank, breitete sich *Chara contraria* in den vergangenen Jahren leicht aus, sodass sie im Jahr 2000 fast wieder die vollständige Uferlänge besiedelte, insbesondere in den Tiefen 2 m bis zur Vegetationsgrenze. In einem Großteil des Litorals konnte die Art sogar tiefer 4 m gefunden werden, wo sie elf Jahre zuvor nur sehr vereinzelt Bestände ausgebildet hatte.

Auffällig sind die meist nur mäßig entwickelten Bestände von *Chara contraria* im Mündungsbereich des Lüß-, Maisinger- und Starzenbachs und des Eichgrabens bei Feldafing sowie das völlige Fehlen am Singerbach. Im Abschnitt 8 ist wahrscheinlich die dortige Hafenanlage die Ursache. Diese zum Teil sehr spärliche Besiedelung in einigen Hafenanlagen und an Badeplätzen konnte rund um den ganzen See beobachtet werden.

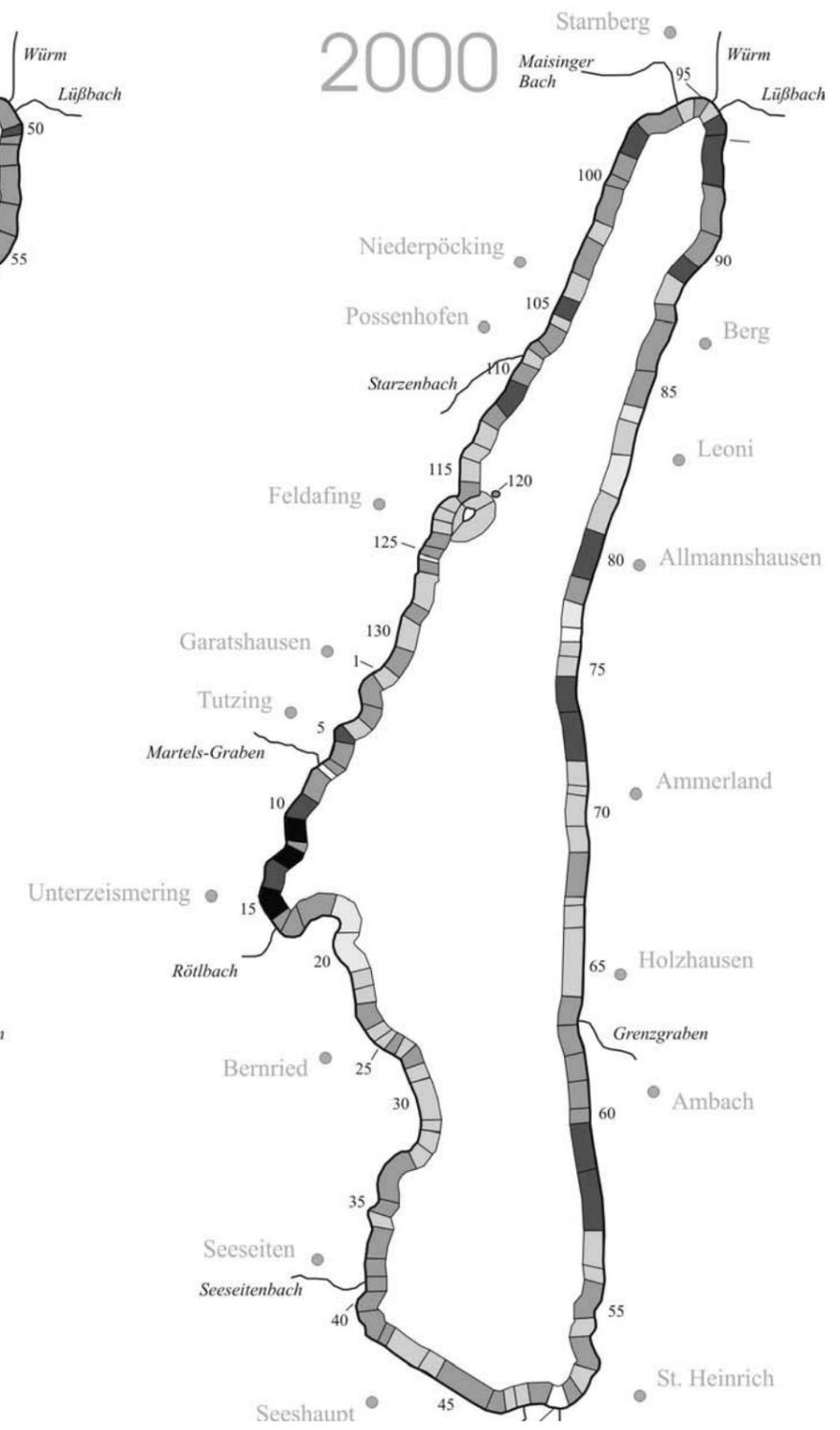
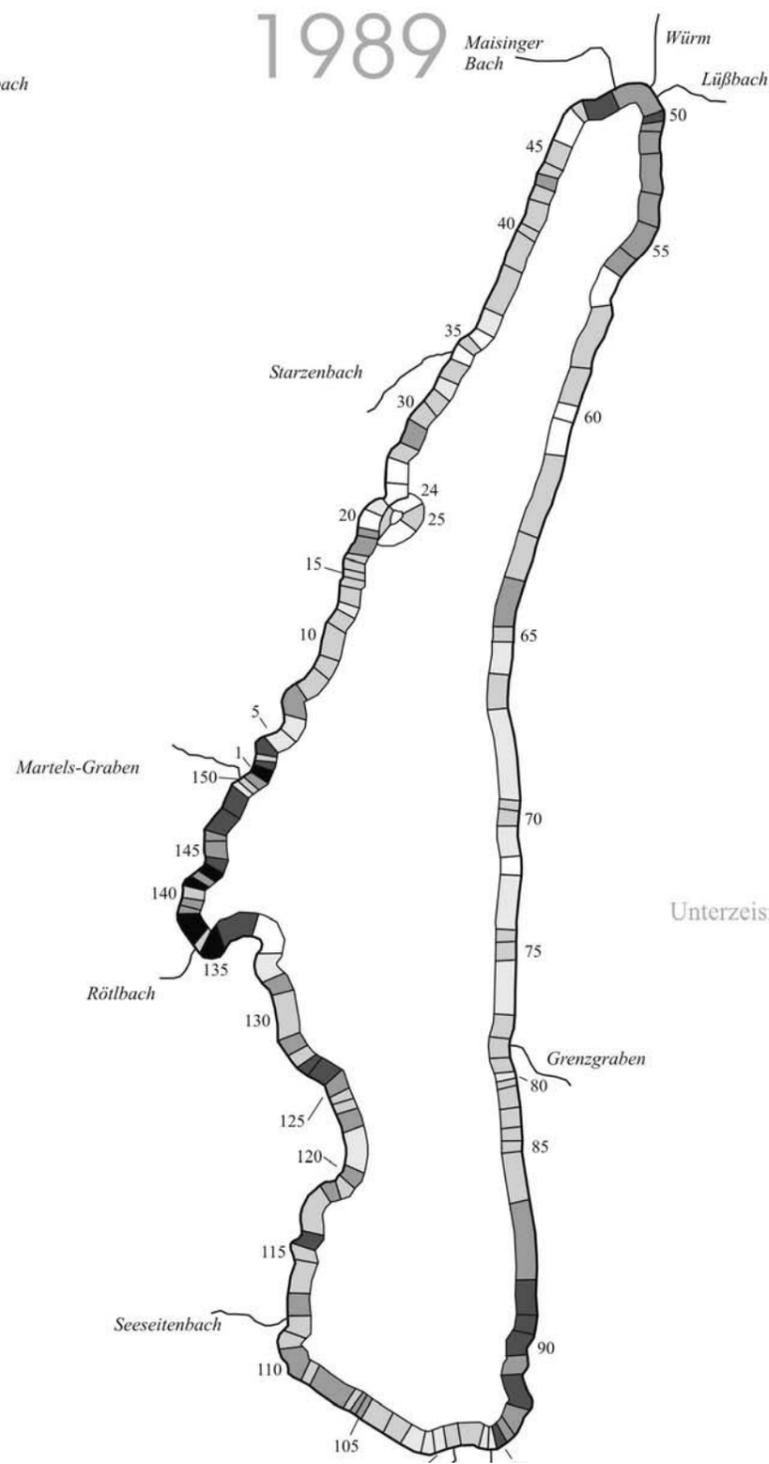
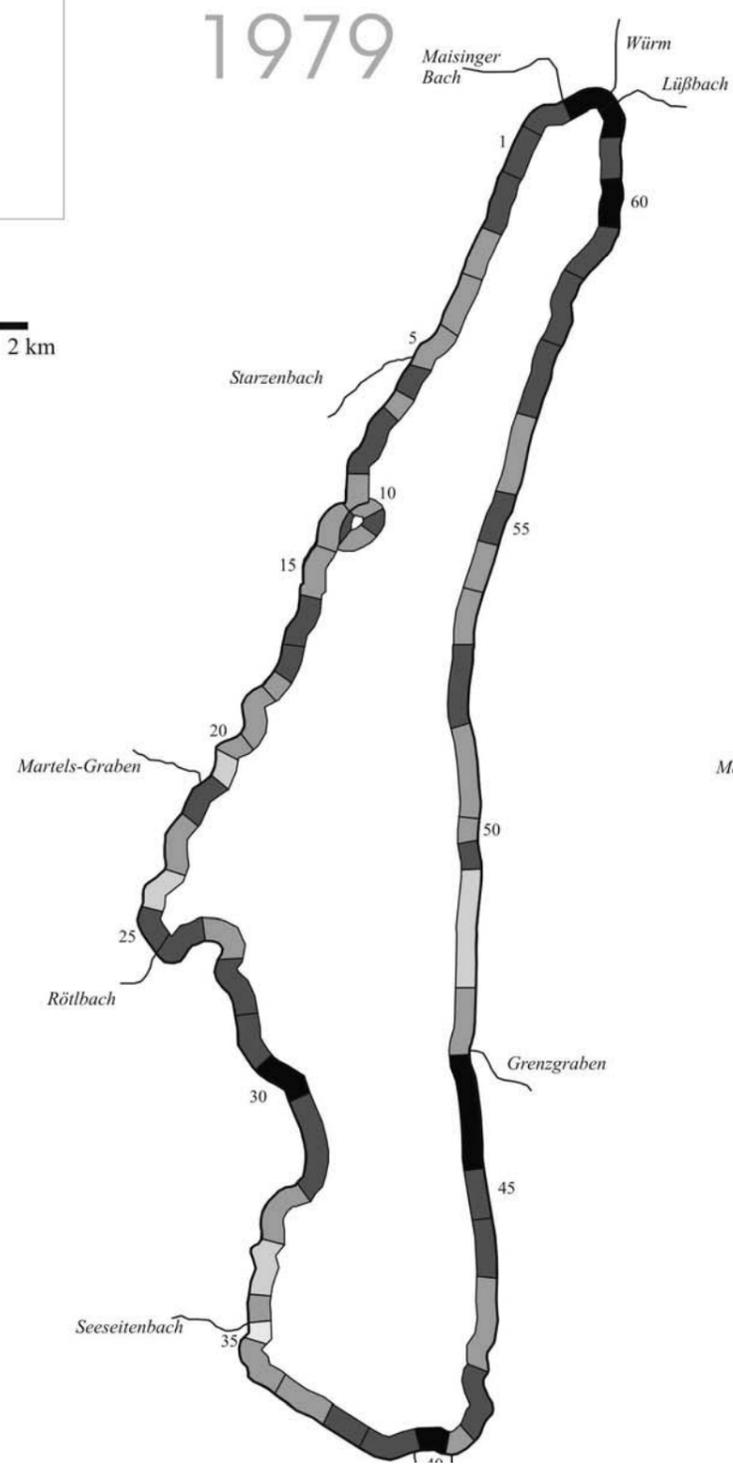
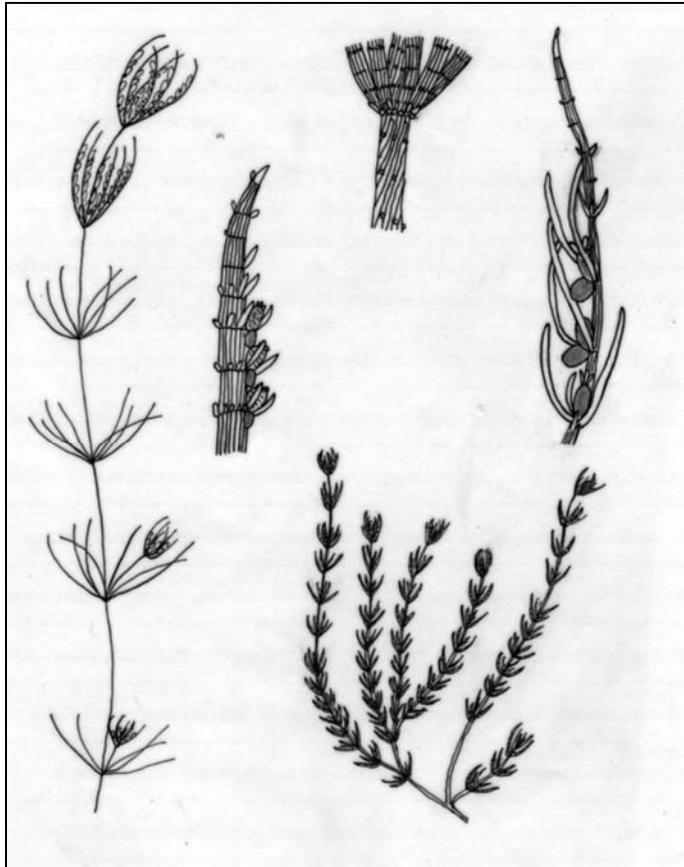


Abb. 4.2 Gesamtverbreitung von *Chara contraria* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

Chara delicatula AGARDH



Die zierliche *Chara delicatula* ist vorwiegend in nährstoffarmen bis mäßig nährstoffreichen, kalkarmen und kalkreichen Gewässern anzutreffen, wo sie auf Sand und Kalkmudden wächst. Auf Verschmutzung reagiert sie sehr empfindlich. Sie wird der Indikatorgruppe 2 zugeordnet (SCHAUMBURG et al. 2001).

1979 war etwa ein Viertel der Uferstrecke des Starnberger Sees mit *Chara delicatula* besiedelt, 1989 doppelt so viel. Nur das steil abfallende Ostufer mied die Art. Bei der Kartierung im Jahr 2000 bot sich ein völlig neues Bild (Abb. 4.3): Die Verbreitung von *Chara delicatula* ging stark zurück, die Art wurde nur noch auf 15 % der Uferstrecke „vereinzelt“ bis „selten“ gefunden.

1979 verzeichneten die Forschungstaucher im Karpfenwinkel – einer Bucht südlich von Tutzing, in die der Rötlbach mündet – einen dichten Bewuchs mit *Chara delicatula*. Bei der Kartierung 1989 wurde dort lediglich ein lückenhafter Bestand im direkten Mündungsbereich des Rötlbachs festgestellt. Elf Jahre später fehlte die Art im gesamten Karpfenwinkel. Ursache für den Bestandsrückgang ist wahrscheinlich der gestiegene Nährstoffgehalt im Litoral dieser Abschnitte. In anderen Uferbereichen ist der Grund nicht nachvollziehbar. Eventuell führten Veränderungen in der Vegetationsgemeinschaft zu einer Verdrängung von *Chara delicatula*.

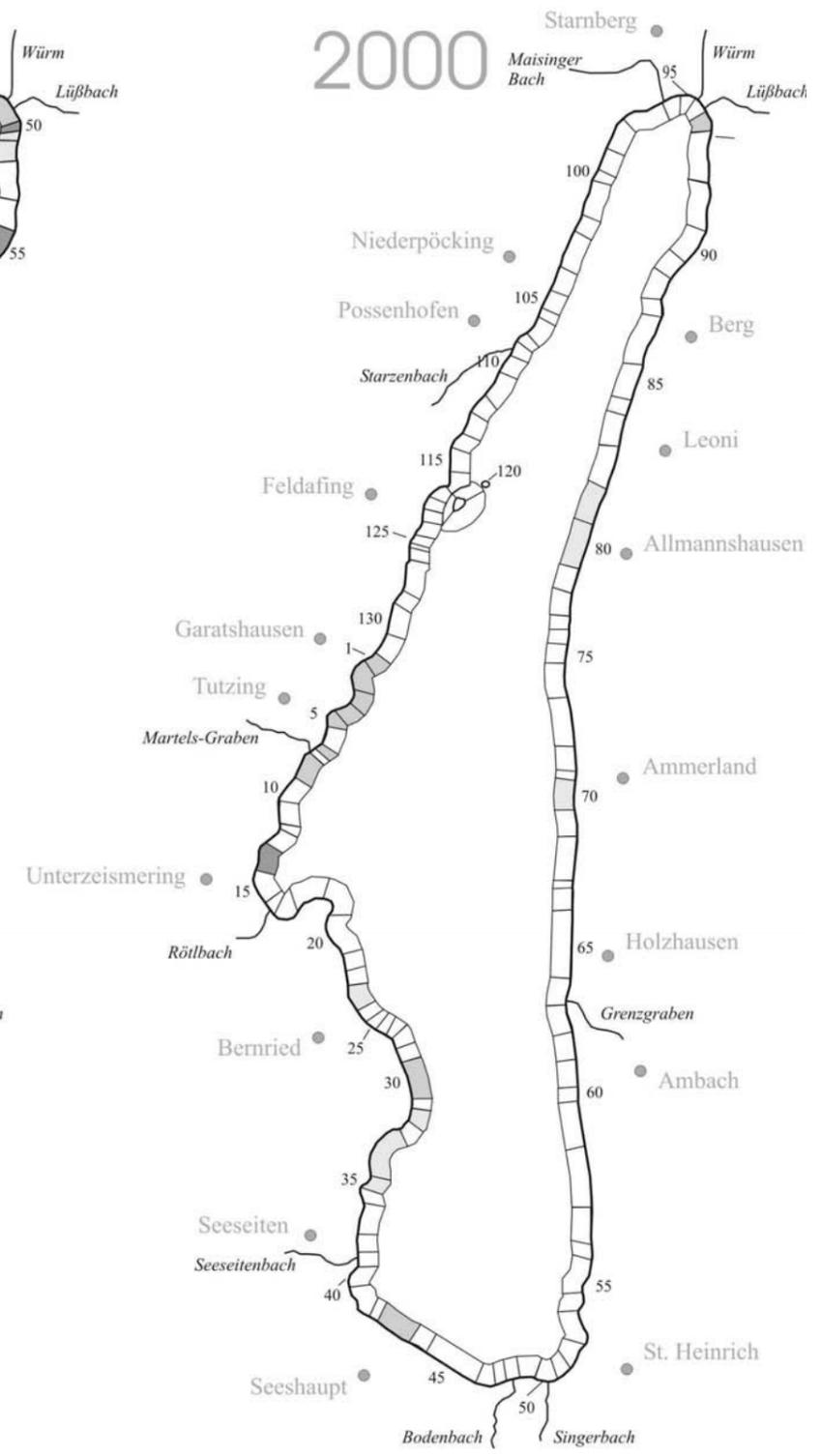
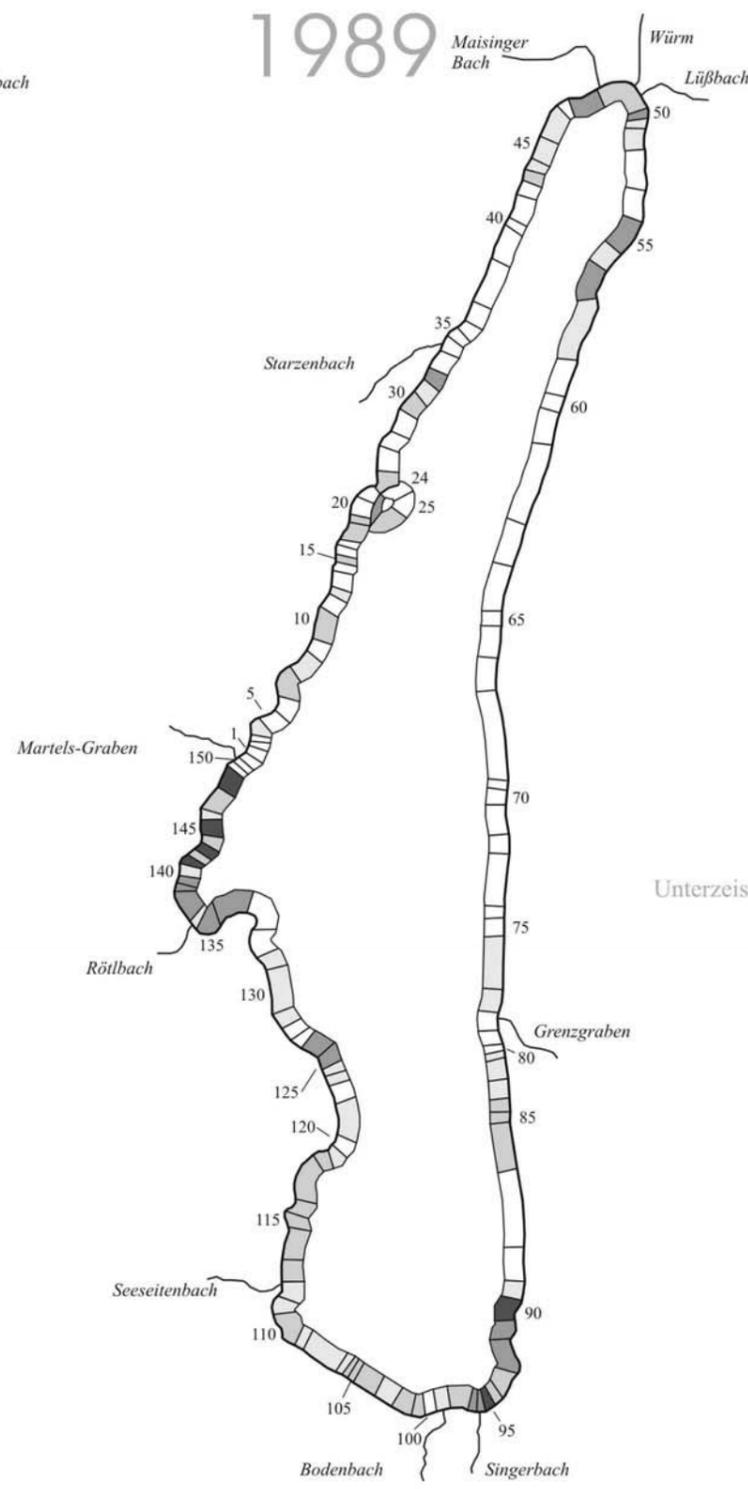
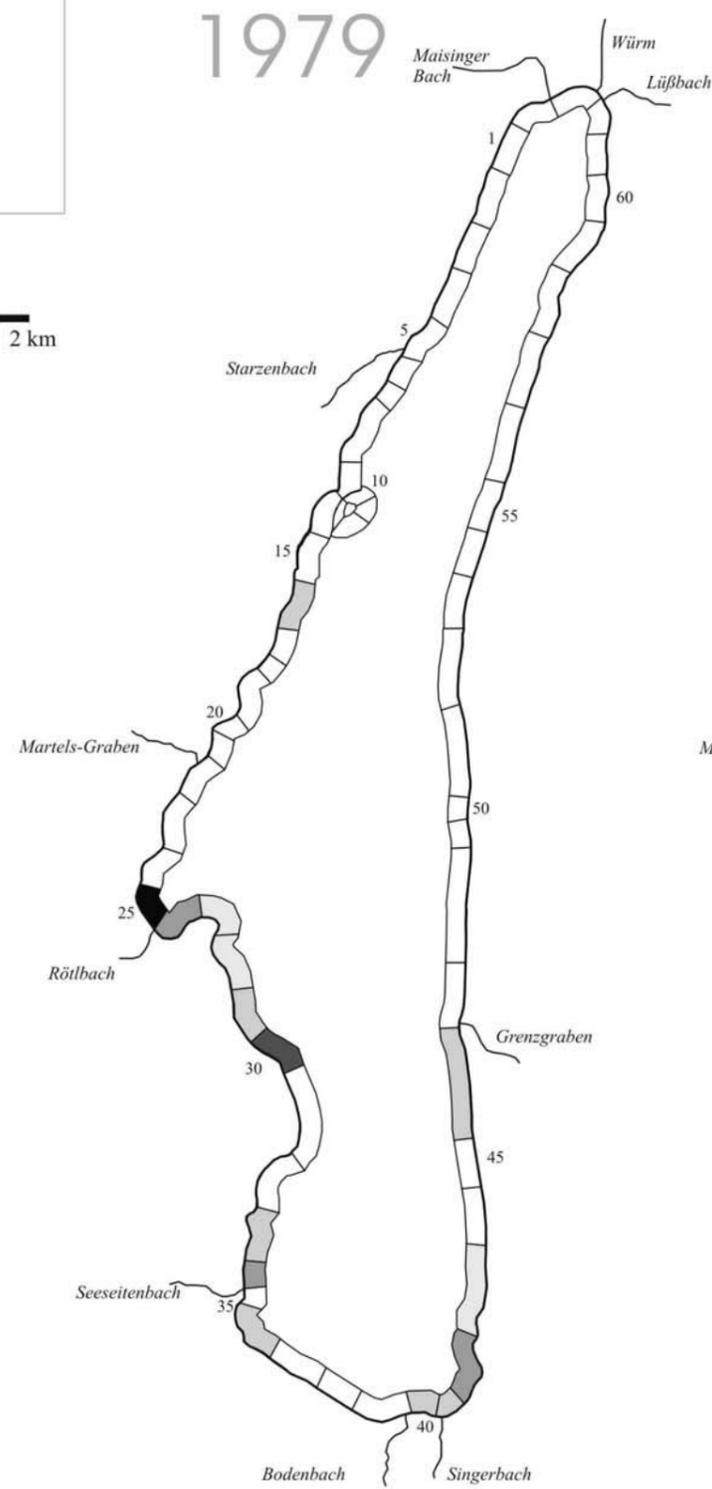
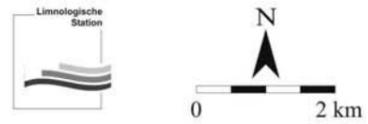
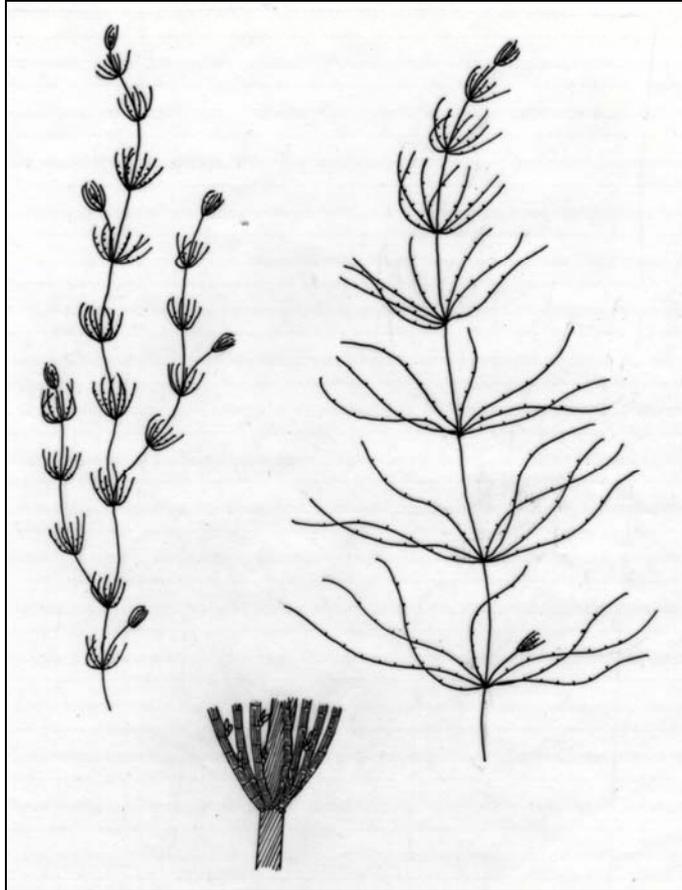


Abb. 4.3 Gesamtverbreitung von *Chara delicatula* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

Chara globularis THUILLIER

Chara globularis, früher als *Chara fragilis* bezeichnet, gilt als Art mit einer weiten ökologischen Amplitude (SCHMIDT et al. 1995). Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt jedoch im leicht eutrophen Bereich (MELZER 1993). Sie wird als relativ tolerant gegenüber leichten Belastungen bezeichnet (KÖHLER et al. 1994). Andererseits führt eine übermäßige Nährstoffbelastung zum Rückgang der Art (MELZER & ZIMMERMANN 1992). Sie wird der Indikatorgruppe 2,5 zugeordnet (SCHAUMBURG et al. 2001).

Chara globularis zeigte ein sehr ähnliches Verhalten wie *Chara contraria*. Zunächst konnte eine Abnahme der Bestandsdichte bis zum Jahr 1989 beobachtet werden. Trotzdem war diese Art immer noch in fast allen Abschnitten vertreten (Abb. 4.4) und zählte mit zu den häufigsten im Starnberger See. Eine Übereinstimmung der beiden Arten zeigte sich bis zum Jahr 2000 auch in der starken Ausbreitung in den tieferen Litoralzonen, insbesondere der Tiefenstufe 4 (> 4 m). Hier wurde neben der räumlichen Ausdehnung eine Erhöhung der Bestandsdichte um 1 bis 2 Schätzstufen notiert. Häufig bildete *Chara globularis* die Vegetationsgrenze im See.

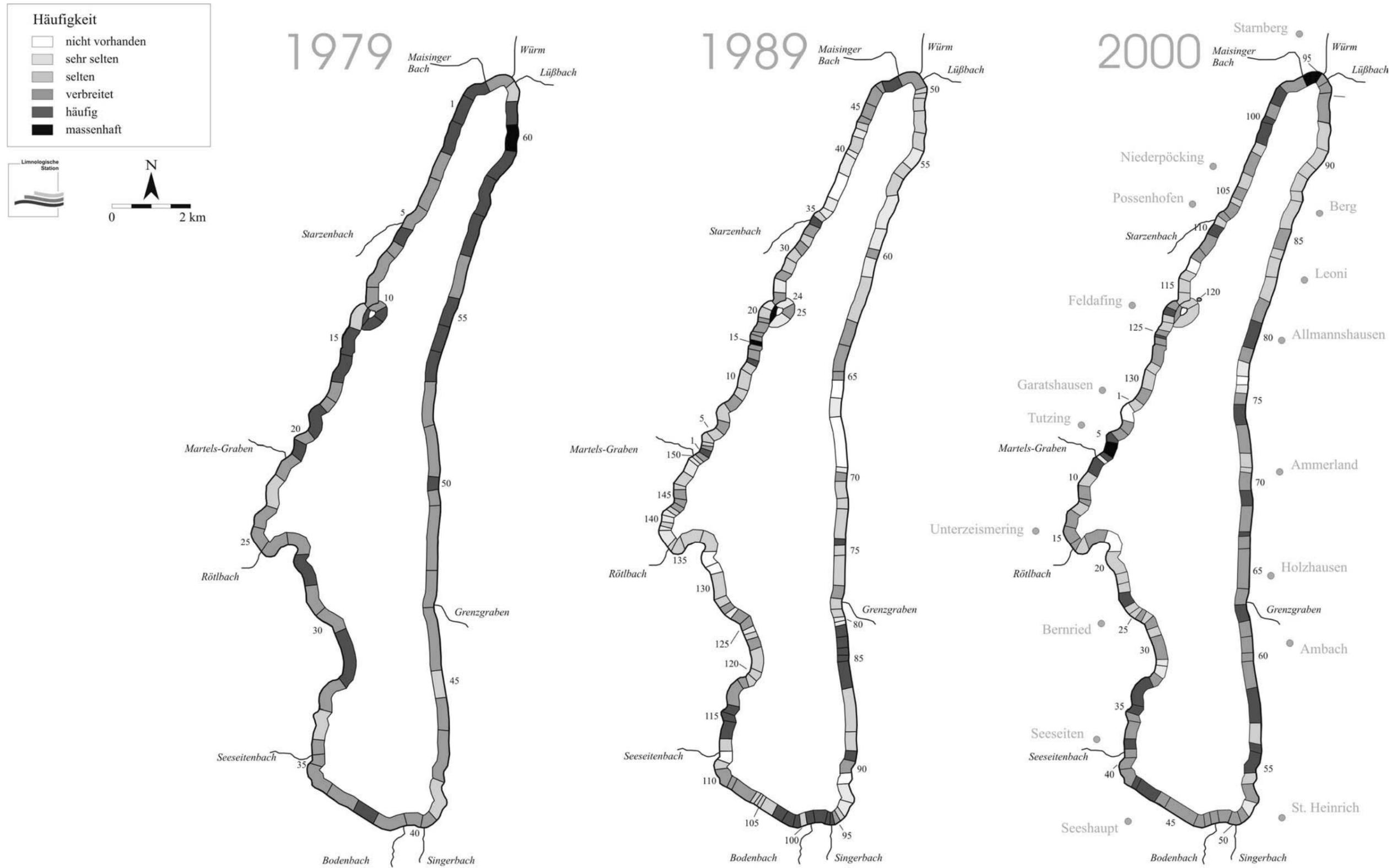
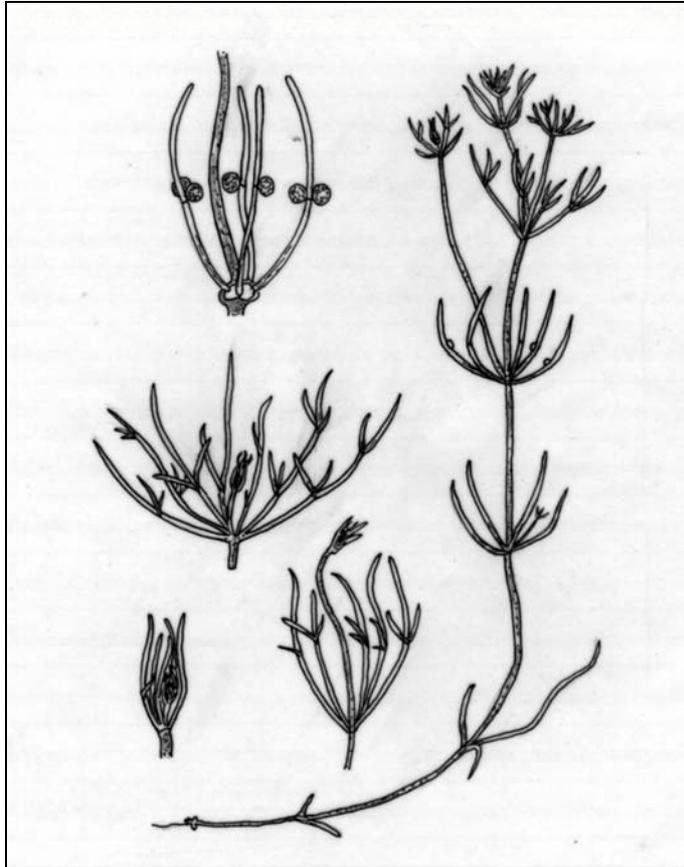


Abb. 4.4 Gesamtverbreitung von *Chara globularis* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

Nitellopsis obtusa J. GEOVES

Nitellopsis obtusa, eine große kräftige Pflanze mit wenig Quirlen, gilt als Bewohner mesotropher Klarwasserseen, in denen sie in 5 bis 10 m Tiefe oft Reinbestände bildet. Anthropogene Eutrophierung erträgt sie noch relativ gut (KRAUSE 1997). SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen sie der Indikatorgruppe 2,5 zu.

Nitellopsis obtusa ist eine am Starnberger See häufig vertretene Armelechteraalge, die ihre Verbreitung seit Beginn der Makrophyten-Kartierungen ständig ausdehnte (Abb. 4.5). Sie war im Jahr 1979 auf 82 %, 1998 auf 91 % und im Jahr 2000 bereits auf 98 % der Uferlänge zu finden. Zusätzlich nahm ihre Häufigkeit in den bereits besiedelten Abschnitten zu. Die Massenvorkommen in der Starnberger Bucht im Norden des Sees und südlich von Ambach (Ostufer) waren im Jahr 2000 zwar nicht mehr zu verzeichnen, dafür konnten aber über weite Strecken „häufige“ Vegetationsbestände notiert werden. In der Verbreitungskarte fällt vor allem das Westufer auf, an dem *Nitellopsis obtusa* fast durchgängig und zum Teil in hohen Individuendichten gefunden wurde. Auch am Ostufer zwischen Niederpöcking und Possenhofen schloss sich die Bestandslücke. Einer der wenigen Bereiche, in dem sich der Bestand trotz optimaler Bedingungen (tiefgründiges schlammiges Sediment) erheblich reduzierte, ist der Karpfenwinkel.

Der Verbreitungsschwerpunkt von *Nitellopsis obtusa* liegt 2000 wie 1989 im Tiefenbereich von 2 bis 4 m sowie in der sich anschließenden Tiefenzone. Dort befinden sich die von dieser Pflanzenart bevorzugten tiefgründigen schlammigen Sedimente.

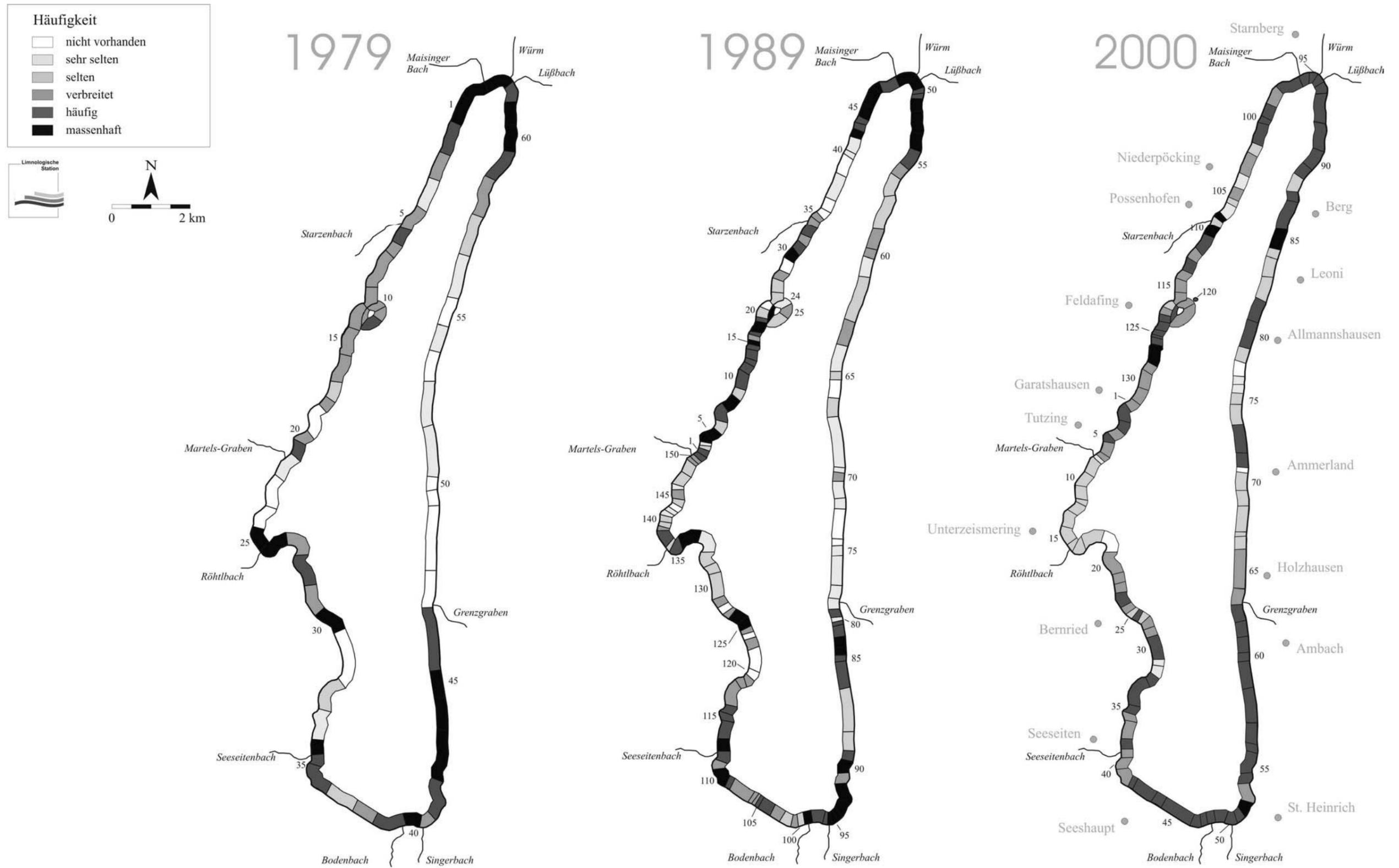
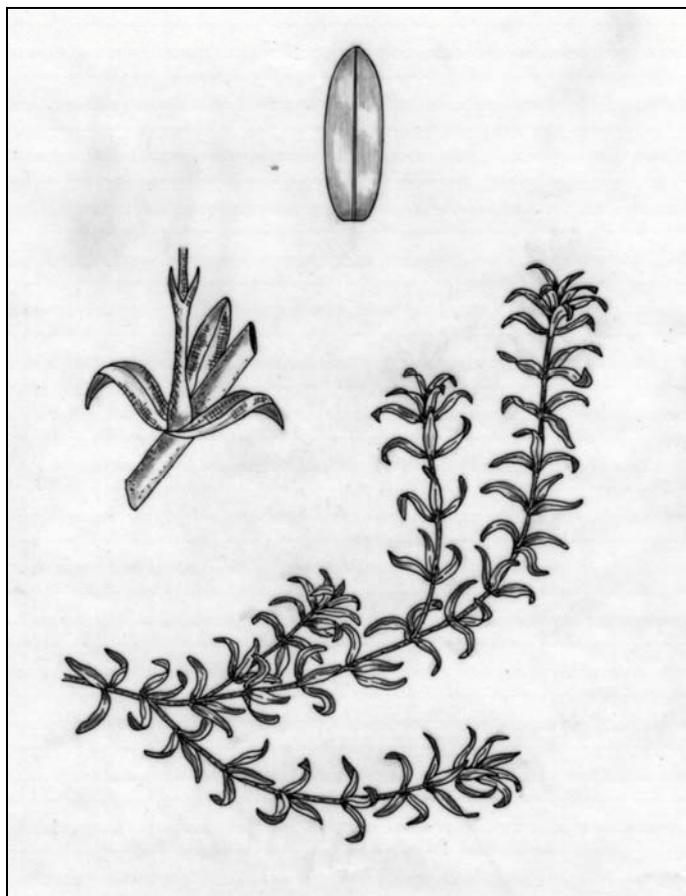


Abb. 4.5 Gesamtverbreitung von *Nitelopsis obtusa* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Elodea canadensis* MICHX., Kanadische Wasserpest**

Elodea canadensis stammt aus Nordamerika und wurde Mitte des 19. Jahrhunderts erstmals in Europa nachgewiesen. Sie kommt in stehenden und langsam fließenden Gewässern vor und tritt verstärkt in eutrophen Bereichen auf (Indikatorgruppe 4,5; SCHAUMBURG et al. 2001). Jedoch hat die Art eine sehr weite ökologische Amplitude (KONOLD 1987 in DREYER & ROWECK 1993). WIEGLEB (1978 in MELZER et al. 1986) bezeichnet sie als indifferent hinsichtlich ihrer Nährstoffansprüche. Da sie ihren Stickstoffbedarf in erster Linie aber nicht über Nitrat sondern freies Ammonium deckt, gilt sie als Ammonium-Zeigerpflanze (JUNGE 1991). Für die Ausbildung üppiger Bestände ist das Vorhandensein von Weichsedimenten erforderlich (HÜNERFELD 1990).

Das Vorkommen von *Elodea canadensis* hat sich von 52 % besiedelter Uferlänge im Jahr 1979 auf 16 % im Jahr 2000 reduziert. Damit zählte *Elodea canadensis* im Jahr 2000 zu den weniger häufigen Pflanzenarten im Starnberger See (Abb. 4.6). In einzelnen Abschnitten erreichte sie eine maximale die Schätzstufe 3 („verbreitete“ Pflanzenbestände). Dichtere Bestände waren nur noch im Mündungsbereich des Rötl- und Seeseitenbachs zu finden sowie in zwei Abschnitten, in denen kleine Gräben in den See münden (Abschnitt 14 und 114). An den anderen Standorten der Art waren ebenfalls entweder Bäche, Gräben, Drainagerohre, eine Hafenanlage oder ein Badestrand vorhanden.

Auffällig ist auch der Rückgang im Mündungsbereich des Starzenbachs, 1979 war *Elodea canadensis* hier noch auf einer längeren Uferstrecke zu finden. Bis 1989 reduzierte sich das Vorkommen auf den Mündungsbereich und den anschließenden Kartierabschnitt, zehn Jahre später war die Art auch dort nicht mehr zu finden. Wie auch schon in den Jahren zuvor siedelte *Elodea canadensis* typischerweise auf den Schwemmkegeln von Zuflüssen. Dies konnte auch am Chiemsee (SCHOLZE et al. 2003) beobachtet werden.

Am Ostufer des Starnberger Sees wurden keine *Elodea canadensis*-Vorkommen mehr notiert. Hier waren 1979 noch einige größere und 1989 vereinzelte Bestände kartiert worden.

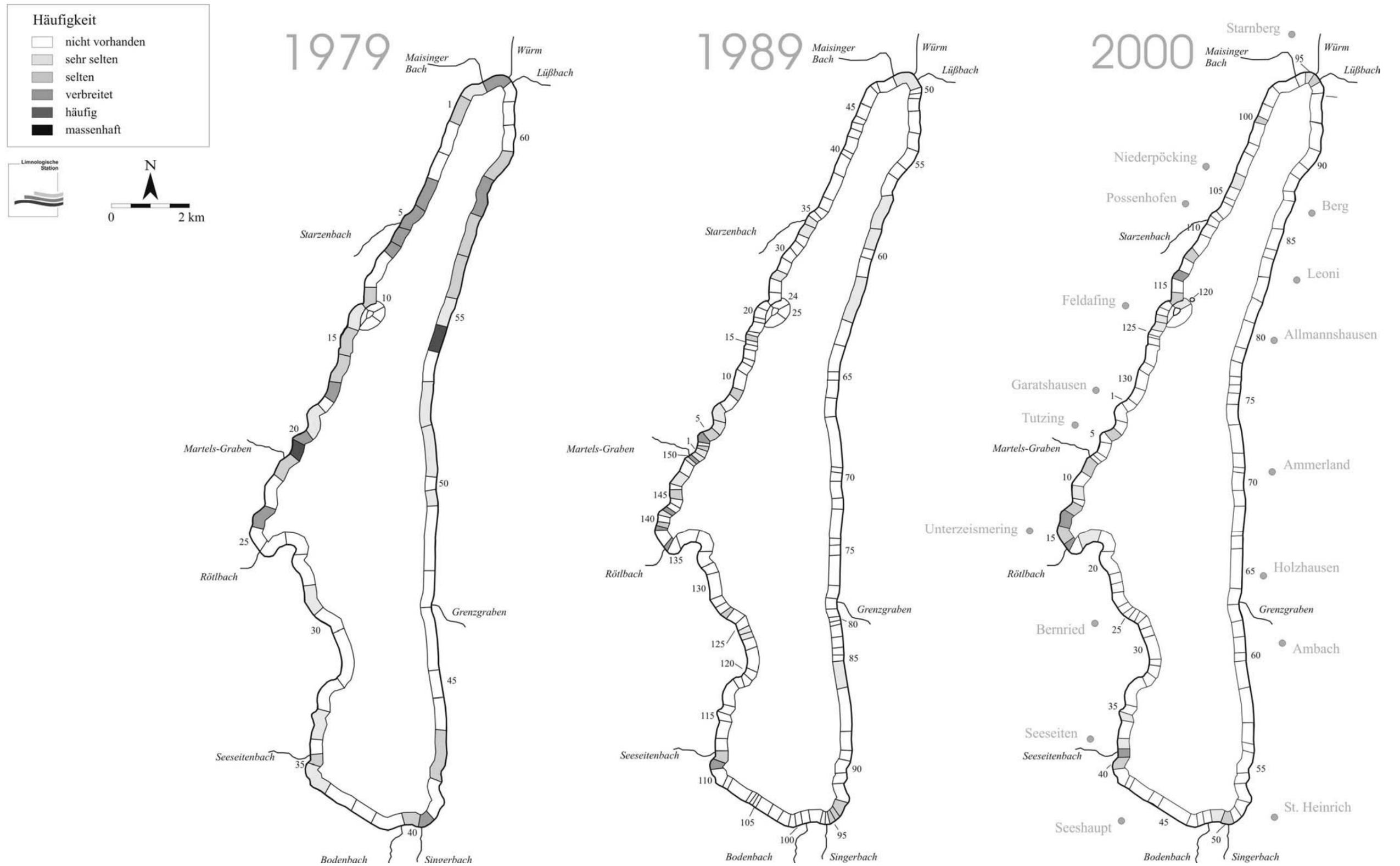
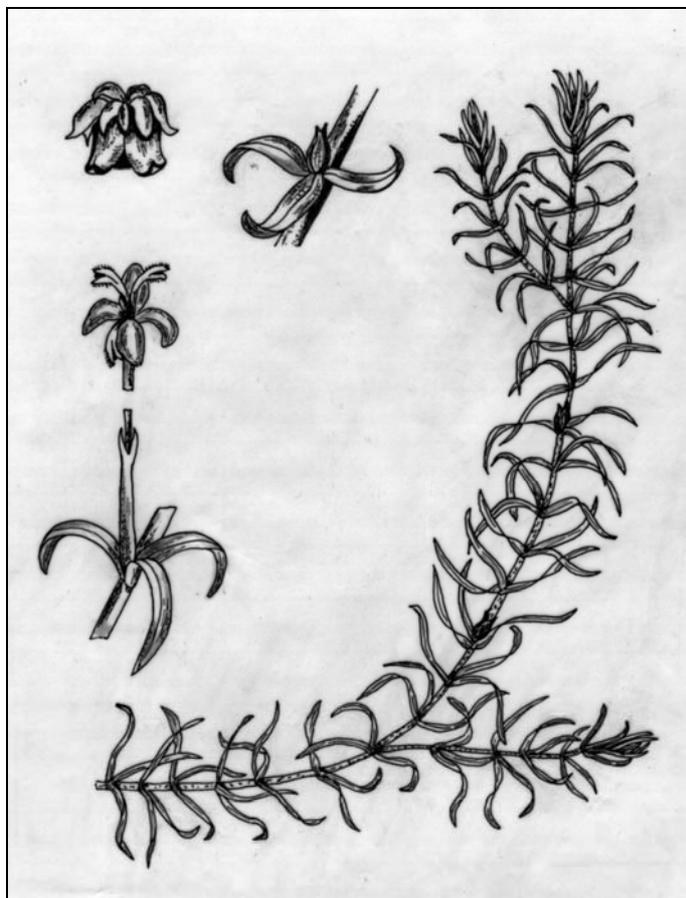


Abb. 4.6 Gesamtverbreitung von *Elodea canadensis* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Elodea nuttallii* ST. JOHN, Nutalls Wasserpest**

Elodea nuttallii ist – wie *Elodea canadensis* – ein aus Nordamerika eingeschleppter Neophyt. Mitte des 20. Jahrhunderts wurde sie in Deutschland eingebürgert (KRAUSCH 1996). Daraufhin kam es in vielen europäischen Seen (SIMPSON 1984) zu der für neophytische Pflanzen typischen explosionsartigen Ausbreitung. Auch am Chiemsee fand innerhalb der vergangenen elf Jahre eine Massenvermehrung statt (SCHOLZE et al. 2003). Deutschlandweit ist eine Zunahme von *Elodea nuttallii* bei gleichzeitigem Rückgang von *E. canadensis* zu verzeichnen. Die beiden Arten kommen häufig zusammen in nährstoffreichen stehenden bis langsam fließenden Gewässern vor (CASPER & KRAUSCH 1980).

Schütz (1993) bezeichnet *Elodea nuttallii* als euträpant, wenngleich er ihr eine größere ökologische Amplitude zuspricht als *E. canadensis*. Die Art wird der Indikatorgruppe 4,5 zugeordnet (SCHAUMBURG et al. 2001).

Am Starnberger See wurde *Elodea nuttallii* zum ersten Mal bei der Kartierung 1989 nachgewiesen (Abb. 4.7). Es gab nur wenige Fundstellen, und die Häufigkeit des Vorkommens der Art wurde in diesen Abschnitten höchstens mit Schätzstufe 2 bewertet. Die Vermutung von HENSCHEL et al. (1992), die Art könne sich – so wie an anderen bayerischen Seen – auch am Starnberger See noch stark ausbreiten, hat sich bis jetzt nicht bestätigt. Im Laufe der vergangenen elf Jahre hat sich der Bestand zwar von 6 auf 18 % der besiedelten Uferlänge ausgedehnt, aber die Individuendichte erreicht nur in zwei Abschnitten die Einstufung „verbreitet“. Die Vorkommen beschränkten sich überwiegend auf das Gebiet zwischen Tutzing und Karpfenwinkel. Eine Verdrängung von *Elodea canadensis* durch *Elodea nuttallii* konnte nur im Mündungsbereich des Starzenbachs (Abschnitte 109 und 110) und des Eichgrabens (Abschnitt 126) beobachtet werden. In anderen Abschnitten existierten beide Arten nebeneinander mit gleicher Individuendichte.

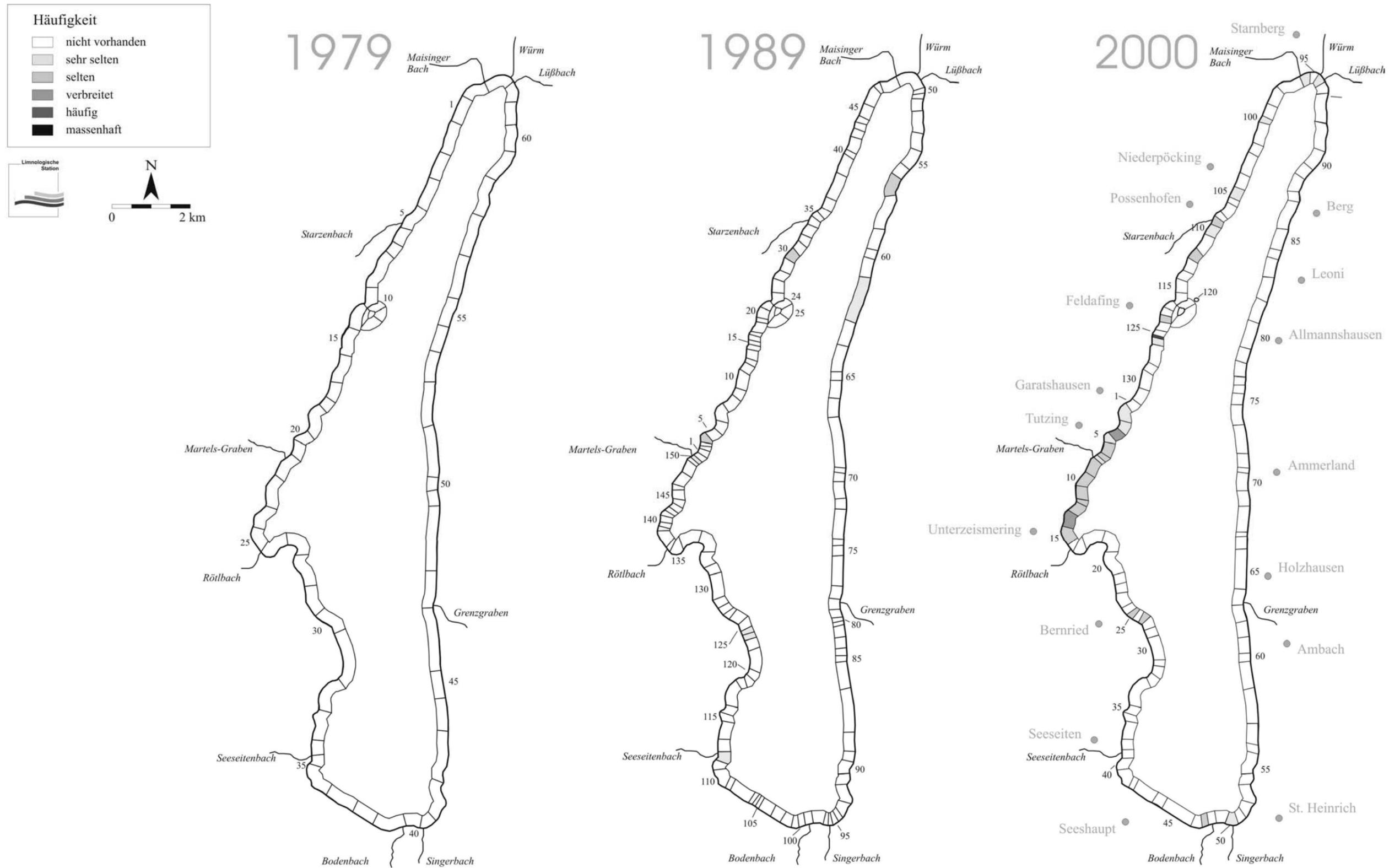
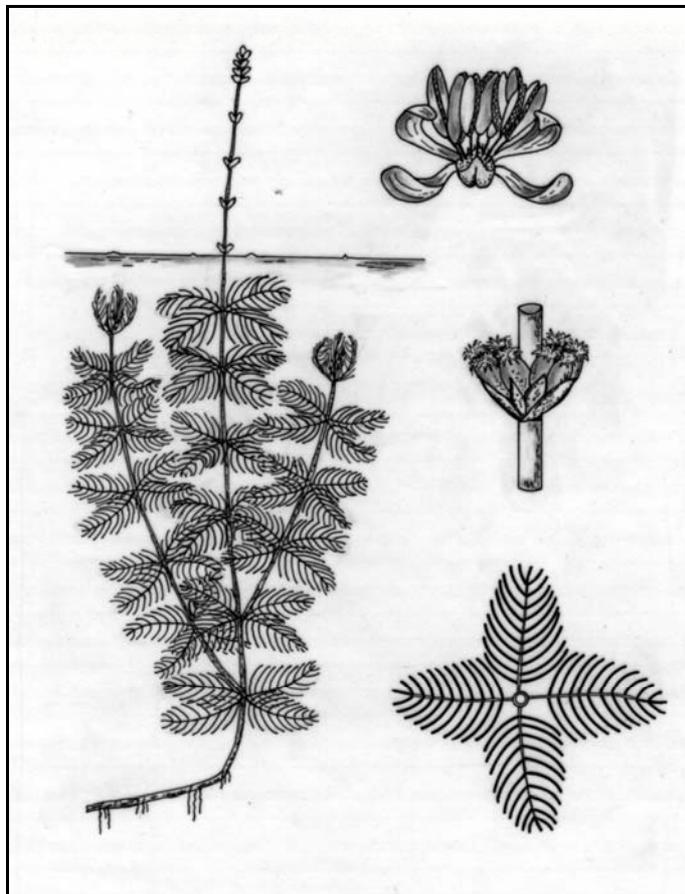


Abb. 4.7 Gesamtverbreitung von *Elodea nuttallii* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

Myriophyllum spicatum L., Ähriges Tausendblatt

Myriophyllum spicatum kommt in nährstoffarmen bis nährstoffreichen stehenden und fließenden Gewässern vor (KRAUSCH 1996). Der Verbreitungsschwerpunkt dieser Art liegt allerdings in eutrophen Gewässern (SCHNEIDER 2000). Von SCHAUMBURG et al. (2001) wird sie deshalb der Indikatorgruppe 3 zugeordnet. Unter günstigen Lebensbedingungen kann das Ährige Tausendblatt eine enorme Expansionskraft entwickeln und zeigt sich hinsichtlich des Konkurrenzverhaltens gegenüber anderen Makrophyten überlegen (MELZER et al. 1986). Noch aus 5 m Wassertiefe können die Sprosse den Wasserspiegel erreichen, wo sie parallel zur Wasseroberfläche weiter wachsen und die restliche Flora beschatten

(AIKEN et al. 1979). Bezüglich des Sediments stellt *Myriophyllum spicatum* keine besonderen Ansprüche: Sie wächst sowohl auf kiesig-sandigen Böden wie auch auf tiefgründigen Weichsedimenten.

Zwischen 1979 und 1989 änderte sich am Verbreitungsbild von *Myriophyllum spicatum* im Starnberger See sehr wenig (Abb. 4.8). Am von der Art bevorzugten Ostufer blieb die besiedelte Uferlänge und die geschätzte Pflanzenmenge konstant. In mehreren Abschnitten wurde bei beiden Tauchkartierungen ein „häufiges“ Vorkommen notiert. Am Westufer konnte sich die Art bis 1989 leicht ausbreiten. Bis zum Jahr 2000 hat sich an der besiedelten Uferstrecke wenig geändert. Deutlich zurück ging jedoch die Quantität der Pflanzenbestände, insbesondere am Ostufer. „Häufige“ Vorkommen gab es gar nicht mehr, und nur noch wenige Abschnitte boten „verbreitete“ Bestände. Lediglich im Mündungsbereich des Rötl- und des Singerbachs und in den jeweils angrenzenden Abschnitten nahm die Verbreitung von *Myriophyllum spicatum* zu.

Wie auch schon 1989 lag der Verbreitungsschwerpunkt zwischen 1 m und 4 m Tiefe.

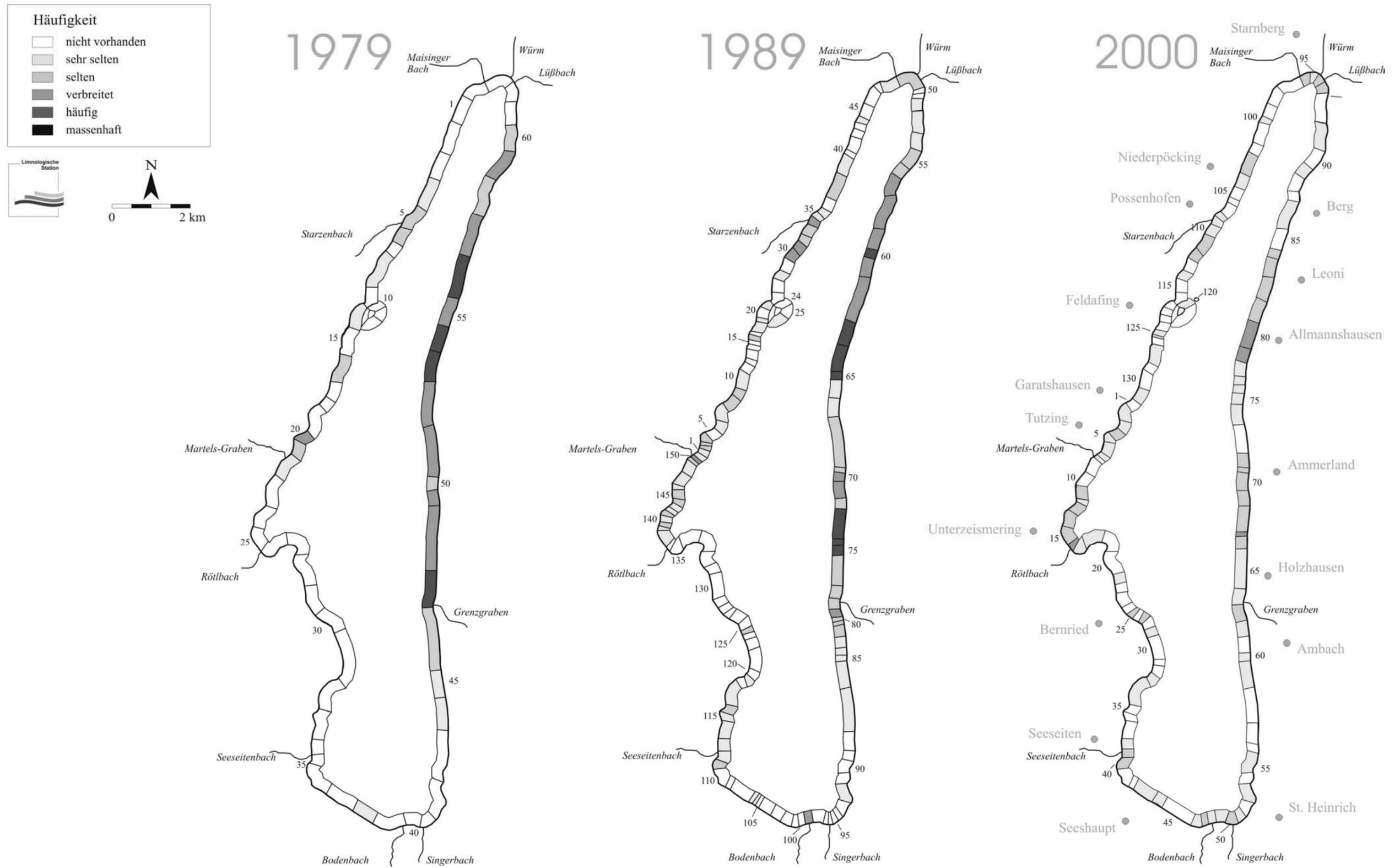
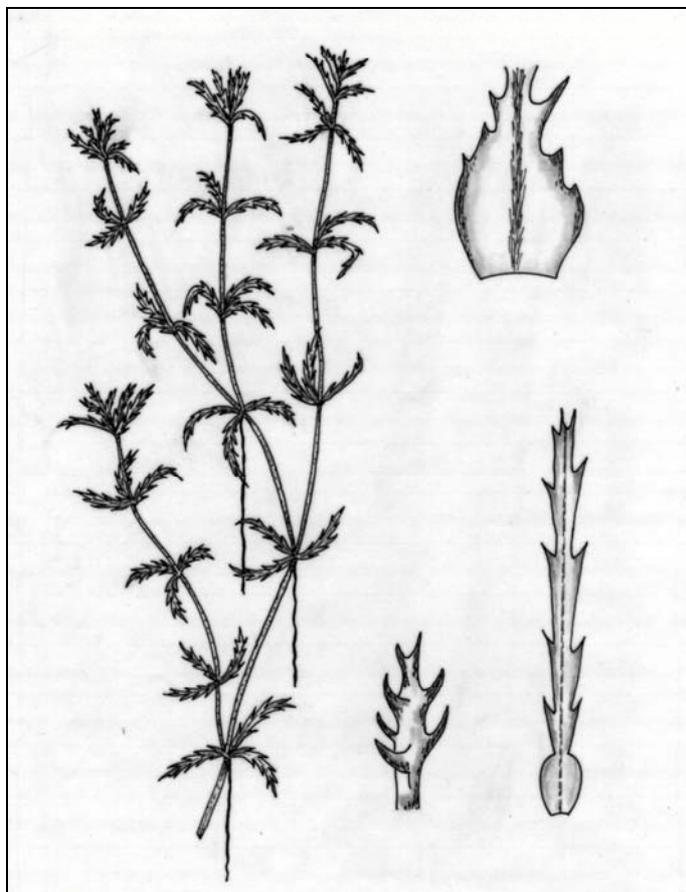


Abb. 4.8 Gesamtverbreitung von *Myriophyllum spicatum* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

Najas marina ssp. intermedia CASPER, Mittleres Nixkraut

Najas marina ssp. intermedia tritt in mäßig nährstoffreichen Gewässern auf und ist dort in mehr oder weniger ausgedehnten Characeen-Wiesen zu finden. In diesen fehlen höhere Wasserpflanzen wie Laichkräuter zwar nicht völlig, treten aber doch hinter den Characeen stark zurück (LANGE 1975). Die stacheligen Sprosse von *Najas marina ssp. intermedia* bleiben im Gefieder der Wasservögel hängen und werden so in neue Gewässer eingetragen. Die Art kann sich durch vegetative Vermehrung sehr rasch ausbreiten und besiedelt zunächst Vegetationslücken. Sie bevorzugt geringere Wassertiefen (KRAUSCH 1996). SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen die Art keiner Indikatorgruppe zu.

Mit *Najas marina ssp. intermedia* ist eine neue Art in den Starnberger See eingewandert. Sie wurde weder in den vorangehenden Kartierungen (MELZER & HERRMANN 1980; HENSCHEL et al. 1992) noch in der Literatur vom Ende des 19. Jahrhunderts (Brand 1896) erwähnt. Wie auch in anderen bayerischen Seen (Waginger-Tachingen See, KOLLER 1994 und Pilsensee, MELZER et al. 1988) konnte sich die Art nach der Einwanderung sehr rasch ausbreiten. In den vergangenen elf Jahren besiedelte sie 58 % der Uferlänge (Abb. 4.9). Der Verbreitungsschwerpunkt liegt im nördlichen Teil des Sees, sowohl am steilen kiesigeren Westufer (Abschnitte 80 bis 89) wie auch am flacheren sand- und schlammreicheren Ostufer (Abschnitte 111 bis 131). Dort tritt *Najas marina ssp. intermedia* „verbreitet“ bis „häufig“ (Schätzstufe 3 und 4) in ausgedehnten Characeen-Rasen auf, vorwiegend zusammen mit *Chara contraria*, *Chara globularis* und *Nitellopsis obtusa*. Am Ufer der Roseninsel sind die Bestände „häufig“, in einem Abschnitt sogar „massenhaft“.

Die in der Literatur beschriebene Bevorzugung geringerer Wassertiefen kann für den Starnberger See nicht bestätigt werden. *Najas marina ssp. intermedia* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in Tiefen zwischen 1 m und 4 m, wurde aber auch oft unterhalb 4 m gefunden. Im Flachwasserbereich bis zu 1 m Tiefe wurde sie nur vereinzelt beobachtet.

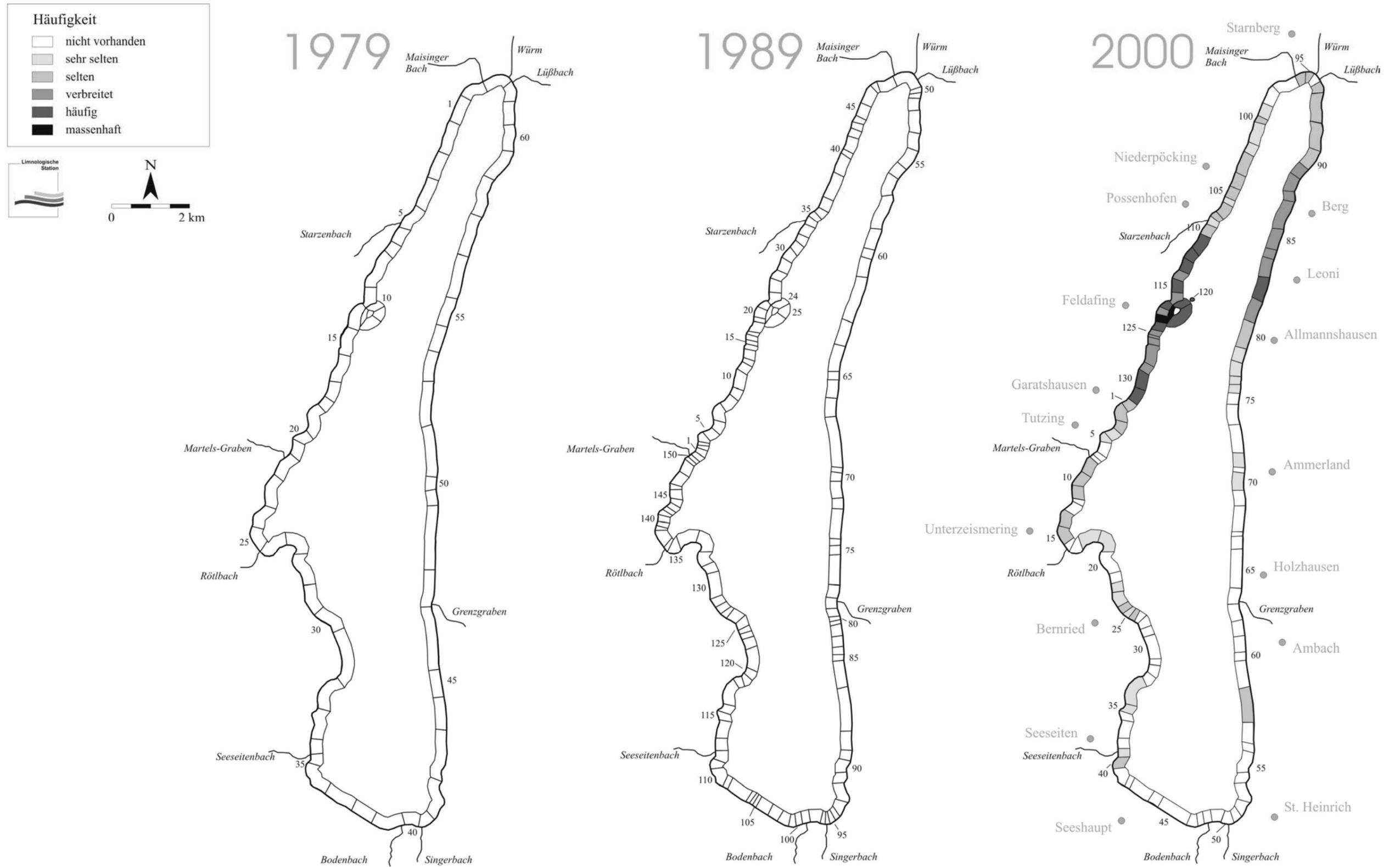


Abb. 4.9 Gesamtverbreitung von *Najas marina ssp. intermedia* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Potamogeton crispus* L., Krauses Laichkraut**

Potamogeton crispus gilt als eutraphente Art und ist bei massivem Auftreten ein sicherer Indikator für einen hohen Nährstoffgehalt des Wassers (KÖHLER et al. 1994). Es tritt an Ausläufen von Fischteichen (JUNGE 1991), an Abwassereinleitungen (KÖHLER et al. 1992) und im Mündungsbereich belasteter Zuflüsse (MELZER & ZIMMERMANN 1992) auf. SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen die Art der Indikatorgruppe 4,5 zu.

Im Starnberger See kommt *Potamogeton crispus* relativ selten vor. Eine enge Bindung an Zuflüsse oder Einleitungen kann allerdings festgestellt werden. Am Verbreitungsbild hat sich in den vergangenen Jahren nur wenig geändert (Abb. 4.10). Nur in der Starnberger Bucht und im Karpfenwinkel bei Unterzeismering hat die Art neue Abschnitte besiedelt, in denen sich entweder Zuflüsse oder Einleiter finden lassen. Zwei dichte Bestände mit der Häufigkeitsstufe 4 („häufig“) befinden sich im Mündungsbereich des Seeseitenbachs und des Maisinger Bachs. In den meisten anderen Abschnitten tritt *Potamogeton crispus* „selten“ auf, hier bildet es nur punktuelle, aber immer gut entwickelte Bestände.

Potamogeton crispus zeigt ein ähnliches Verbreitungsmuster wie *Potamogeton friesii*, kann aber nicht so hohe Individuendichten erreichen. Erwähnenswert ist auch, dass in einigen Abschnitten, in denen *Potamogeton crispus* kartiert wurde – wie zum Beispiel in der Starnberger Bucht (Abschnitte 92 und 94), im Karpfenwinkel (Abschnitte 13 und 16), südlich des Bernrieder Parks (Abschnitt 34) und im Mündungsbereich des Seeseitenbachs (Abschnitt 39) – massenhaft fädige Grünalgen auftreten.

Im Gegensatz zu den Vorjahren wurde *Potamogeton crispus* am Zufluss des Starzenbachs nicht mehr gefunden.

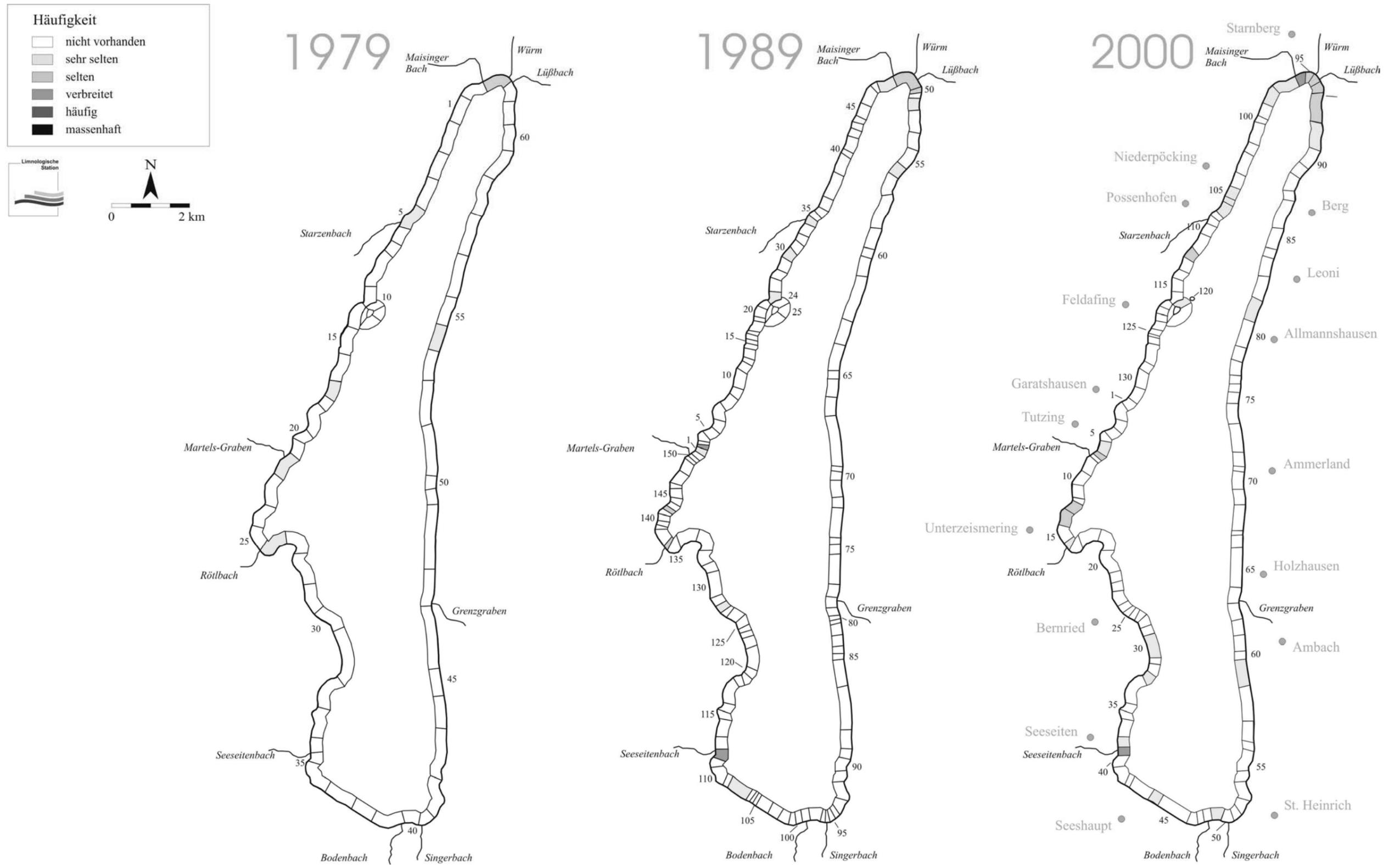
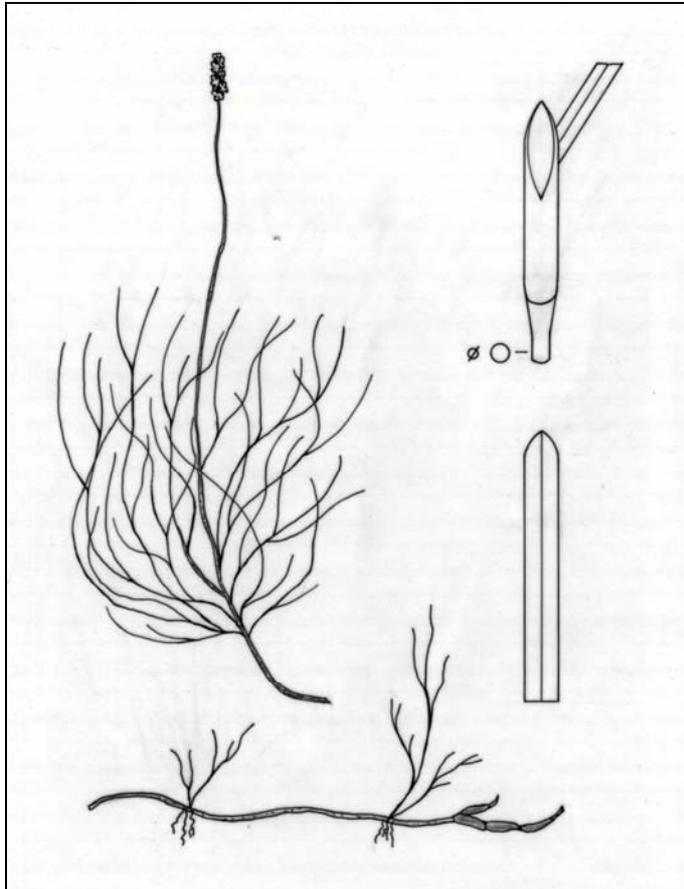


Abb. 4.10 Gesamtverbreitung von *Potamogeton crispus* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Potamogeton filiformis* PERSOON, Fadenförmiges Laichkraut**

Potamogeton filiformis ist eine Wasserpflanze mit einem sehr variablen Erscheinungsbild. Sie siedelt überwiegend in nährstoffärmeren, kalkreichen Seen und toleriert eine geringe Verschmutzung (CASPER & KRAUSCH 1980). Die Art ist als typische Flachwasserpflanze zu bezeichnen: Sie bevorzugt Gewässertiefen von 0 m bis 1 m, vermag aber auch in tiefere Regionen vorzudringen. Sie wird der Indikatorgruppe 3 zugeordnet (SCHAUMBURG et al. 2001).

Im Jahr 1979 wurde *Potamogeton filiformis* im Starnberger See nicht gefunden. Das lag jedoch nicht daran, dass die Art nicht vorhanden war, sondern daran, dass sie mit *Potamogeton pectinatus* verwechselt wurde. Herbarisiertes Material konnte nachträglich als *Potamogeton filiformis* bestimmt und die Verwechslung so nachgewiesen werden (HENSCHEL et al. 1992).

1989 war die Art vor allem am Ostufer zu finden, dort stehen grober Kies und Steine an. Als Flachwasserart wuchs sie hier vorwiegend im Uferbereich bis zu 1 m Tiefe. Dieser typische Vertreter oligotropher, sogenannter Chara-Seen konnte sich bis zum Jahr 2000 enorm ausbreiten (Abb. 4.11). Am stärksten war die Zunahme zwischen Tutzing und Starnberg: 1989 konnte *Potamogeton filiformis* dort nur in wenigen Kartierabschnitten notiert werden, elf Jahre später war sie fast durchgängig vorhanden.

Obwohl *Potamogeton filiformis* eine ausgesprochene Flachwasserart ist, konnte sie am Ostufer ihre Bestände in 2 bis 4 m Tiefe erheblich ausweiten. In drei Kartierabschnitten wurde sie sogar noch unter 4 m gefunden.

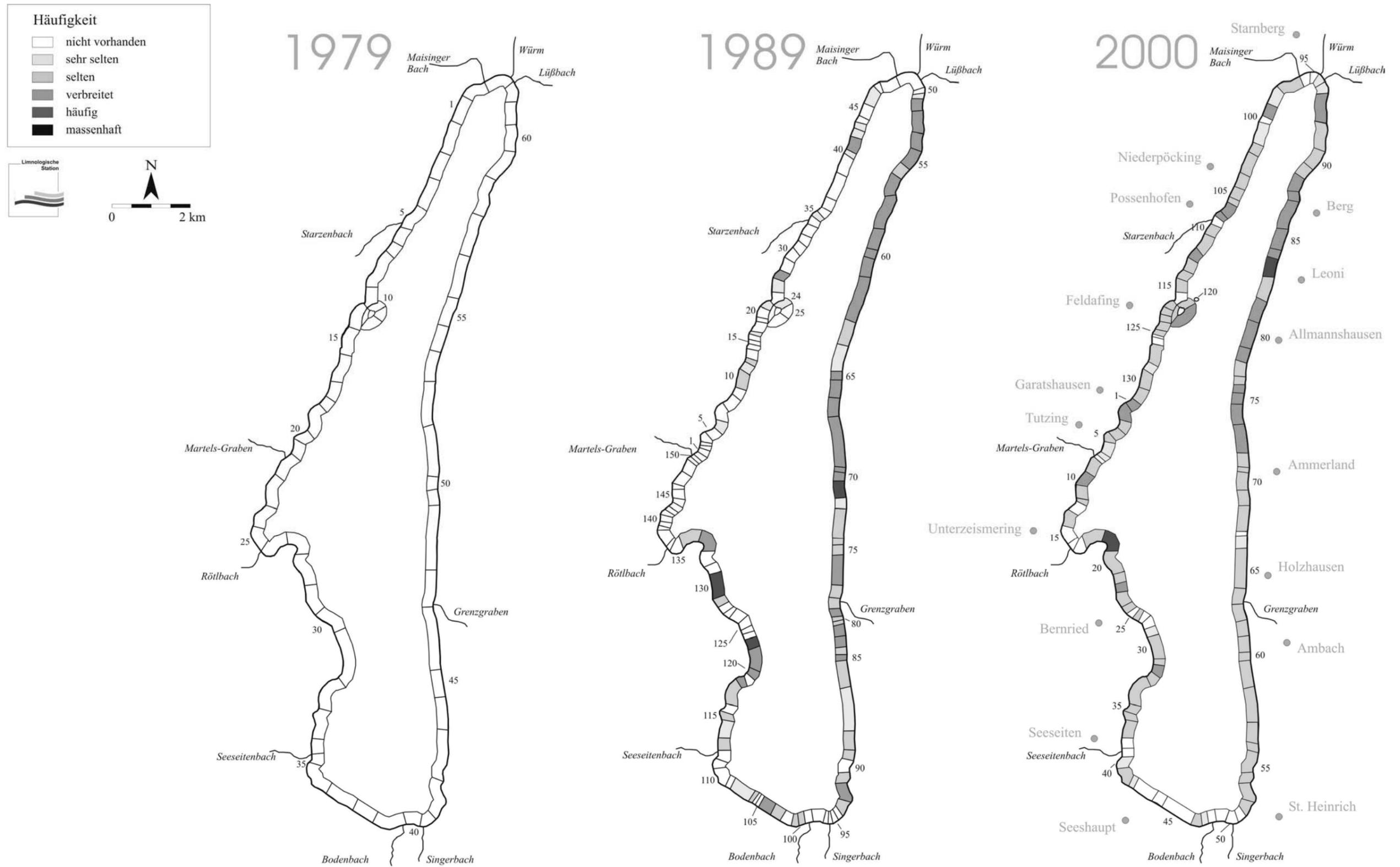
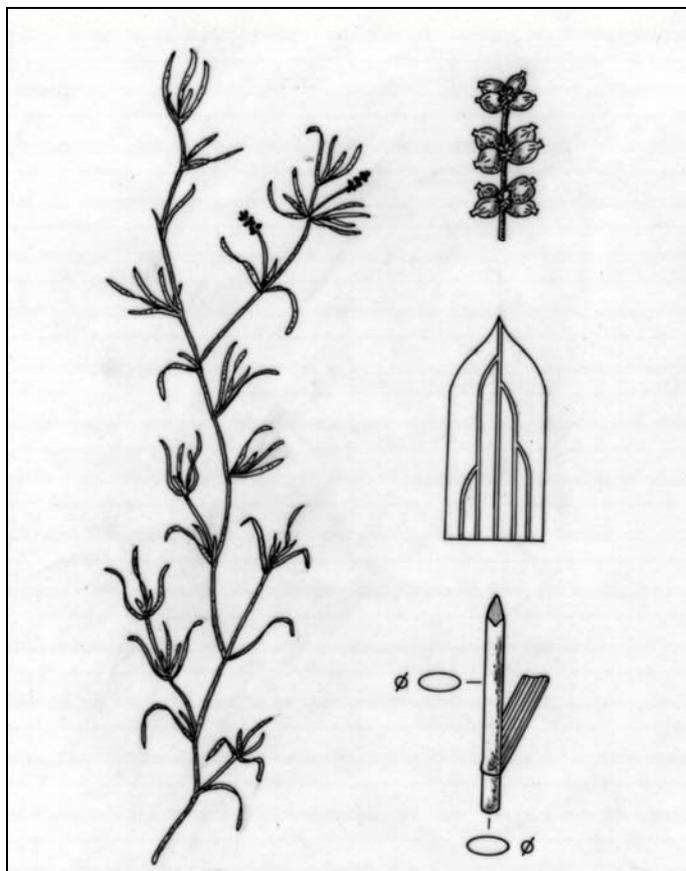


Abb. 4.11 Gesamtverbreitung von *Potamogeton filiformis* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Potamogeton friesii* RUPRECHT, Stachelspitzige Laichkraut**

Potamogeton friesii gedeiht in Seen und Flüssen und ist an den kräftig grünen Blättern mit ausgeprägter Mittelrippe leicht zu erkennen. MELZER & ZIMMERMANN (1992) bezeichnen die Art als sicheren Indikator für starke Nährstoffbelastungen und daher als geeignetes Instrument zur Lokalisierung nährstoffreicher Einleitungen. *Potamogeton friesii* wird der Indikatorgruppe 5 zugeordnet (SCHAUMBURG et al. 2001).

Im Starnberger See liegen fast alle Standorte von *Potamogeton friesii* in den Zufluss-Bereichen von Bächen, Gräben oder Rohren. Dort ist die Art punktuell in kleinen und größeren Beständen zu finden (Abb. 4.12). Dieses wurde schon 1989 beobachtet, jedoch waren die Vorkommen auf kleine Bereiche zwischen Tutzing und dem Rötlbach beschränkt. Im Jahr 2000 konnten deutlich mehr Funde verzeichnet werden, vor allem im nördlichen Teil des Sees. Auffällig ist die Verbreitung zwischen Tutzing und Karpfenwinkel. Hier fand man die Art in fast allen Abschnitten vor Zuflüssen und Rohren. Gut entwickelte große Bestände in allen Tiefenstufen bildete die Art in Abschnitt 14, im Zuflussbereich zweier Gräben. Neu hinzu kam auch das Vorkommen im Mündungsbereich des Seeseitenbachs, des Lüß- und des Maisinger Bachs. Am Starzenbach, wo 1979 noch dichte Bestände angesiedelt waren, konnte *Potamogeton friesii*, wie auch schon 1989, nicht mehr gefunden werden.

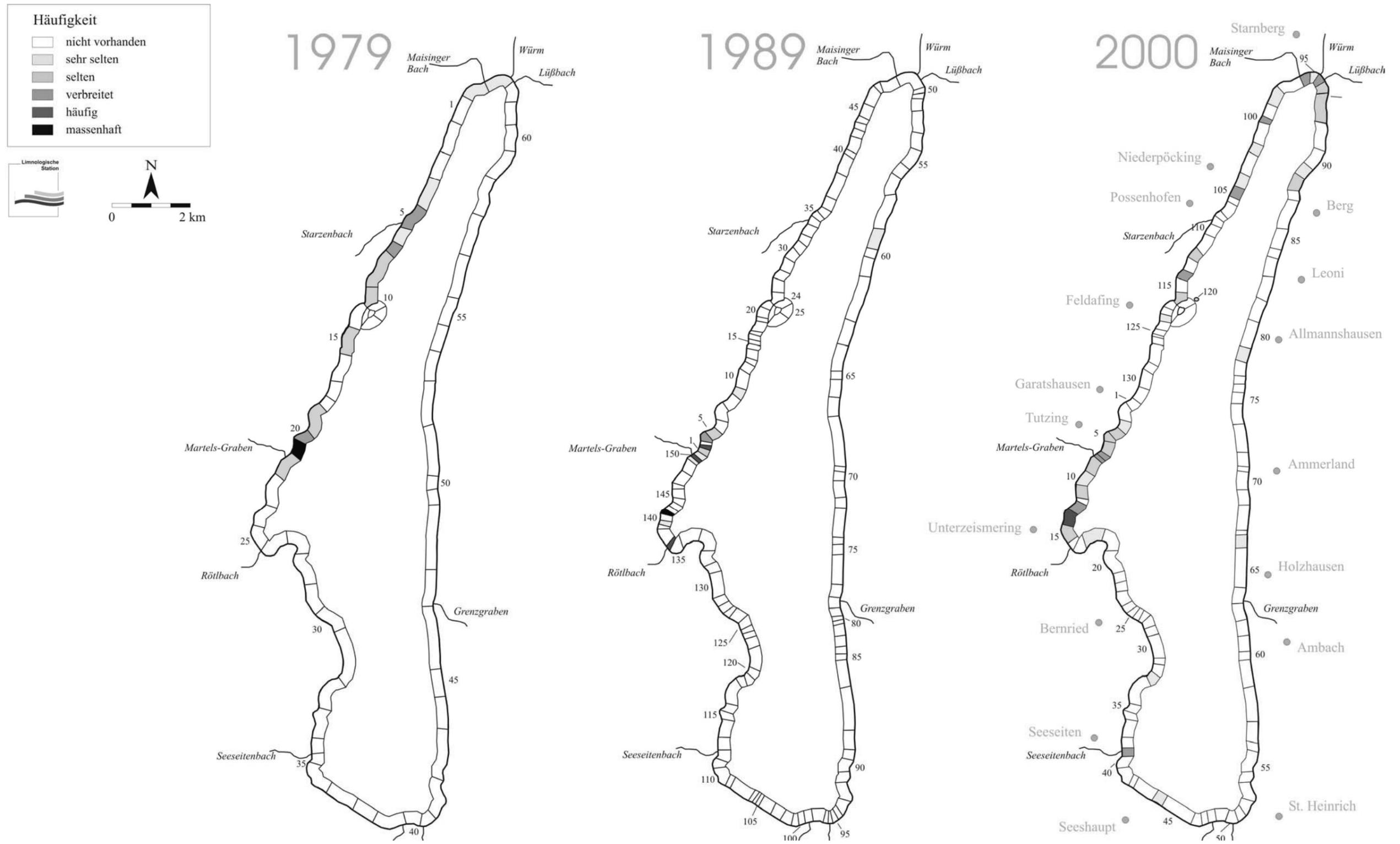
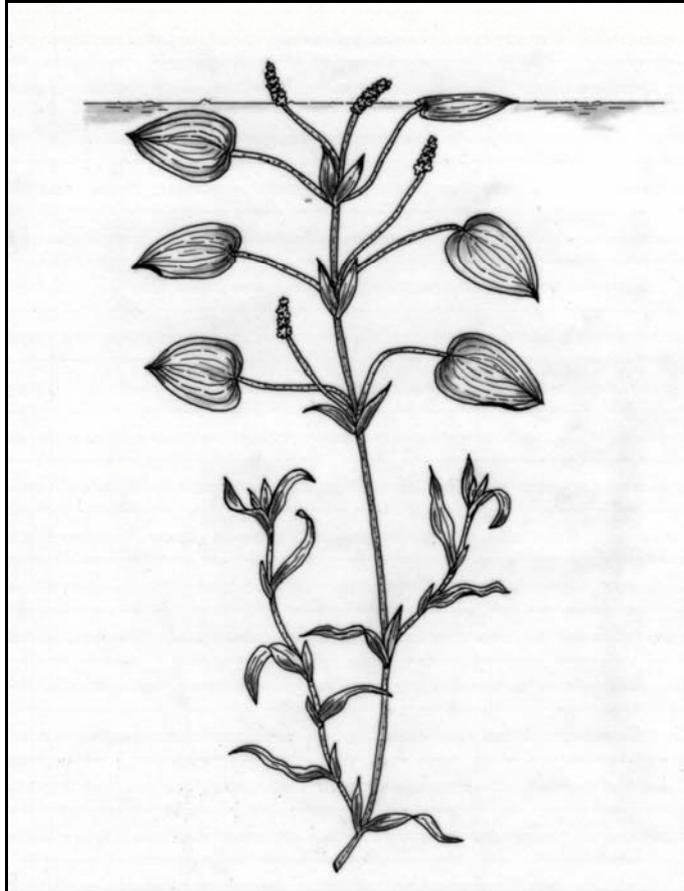


Abb. 4.12 Gesamtverbreitung von *Potamogeton friesii* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

Potamogeton gramineus L., Gras-Laichkraut

Potamogeton gramineus kommt in stehenden mesotrophen Gewässern vor und bevorzugt mäßig schlammige Kies- und Sandböden (CASPER & KRAUSCH 1980). Die Art indiziert in Seen einen mäßigen Nährstoffgehalt (Indikatorgruppe 2,5; SCHAUMBURG et al. 2001).

Im Vergleich zu den vorherigen Tauchkartierungen konnte *Potamogeton gramineus* sein Verbreitungsareal im Starnberger See erheblich vergrößern (Abb. 4.13). Schon zwischen 1979 und 1989 wurde eine leichte Zunahme des Vorkommens verzeichnet. Im Jahr 1989 war zwar die besiedelte Uferlänge kleiner als 1979, jedoch wurden die Individuendichten der besiedelten Abschnitte höher eingeschätzt. *Potamogeton gramineus*

war nur auf 10 % der Uferlänge zu finden und zählte damit zu den seltenen Arten im Starnberger See (HENSCHEL et al. 1992). Doch schon bei der Makrophyten-Kartierung im Jahr 2000 besiedelte die Art bereits 43 % der Uferlänge, und auch die quantitative Verbreitung nahm deutlich zu. *Potamogeton gramineus* wurde in allen Tiefen mit den Schätzstufen „sehr selten“ bis „verbreitet“ gefunden. Wie die Karte zeigt, erfolgte die Ausbreitung entlang des gesamten Ostufers und in wenigen Abschnitten am Westufer zwischen Possenhofen und Tutzing.

Potamogeton gramineus steht physiognomisch *P. x nitens* sehr nahe und ist unter Wasser schwer von diesem zu unterscheiden. Diese zwei Arten, die 1989 getrennt kartiert wurden, sind im Jahr 2000 vermutlich wieder zusammen als *P. gramineus* erfasst worden (zur Verwechslungsproblematik siehe auch bei *P. x nitens*). Die starke Ausdehnung der Bestände von *P. gramineus* im Jahr 2000 geht aber nicht alleine darauf zurück. Dies zeigt ein Vergleich der Summe der Häufigkeiten beider Arten im Jahr 1989 mit derjenigen von *P. gramineus* im Jahr 2000: Ein deutlich größeres Vorkommen von *P. gramineus* lässt sich immer noch erkennen.

1989 konnten bei den wenigen Funden von *Potamogeton gramineus* keine besonderen Standortansprüche festgestellt werden (HENSCHEL et al. 1992). Heute besiedelt die Art bevorzugt Litoralabschnitte mit kiesigem Sediment.

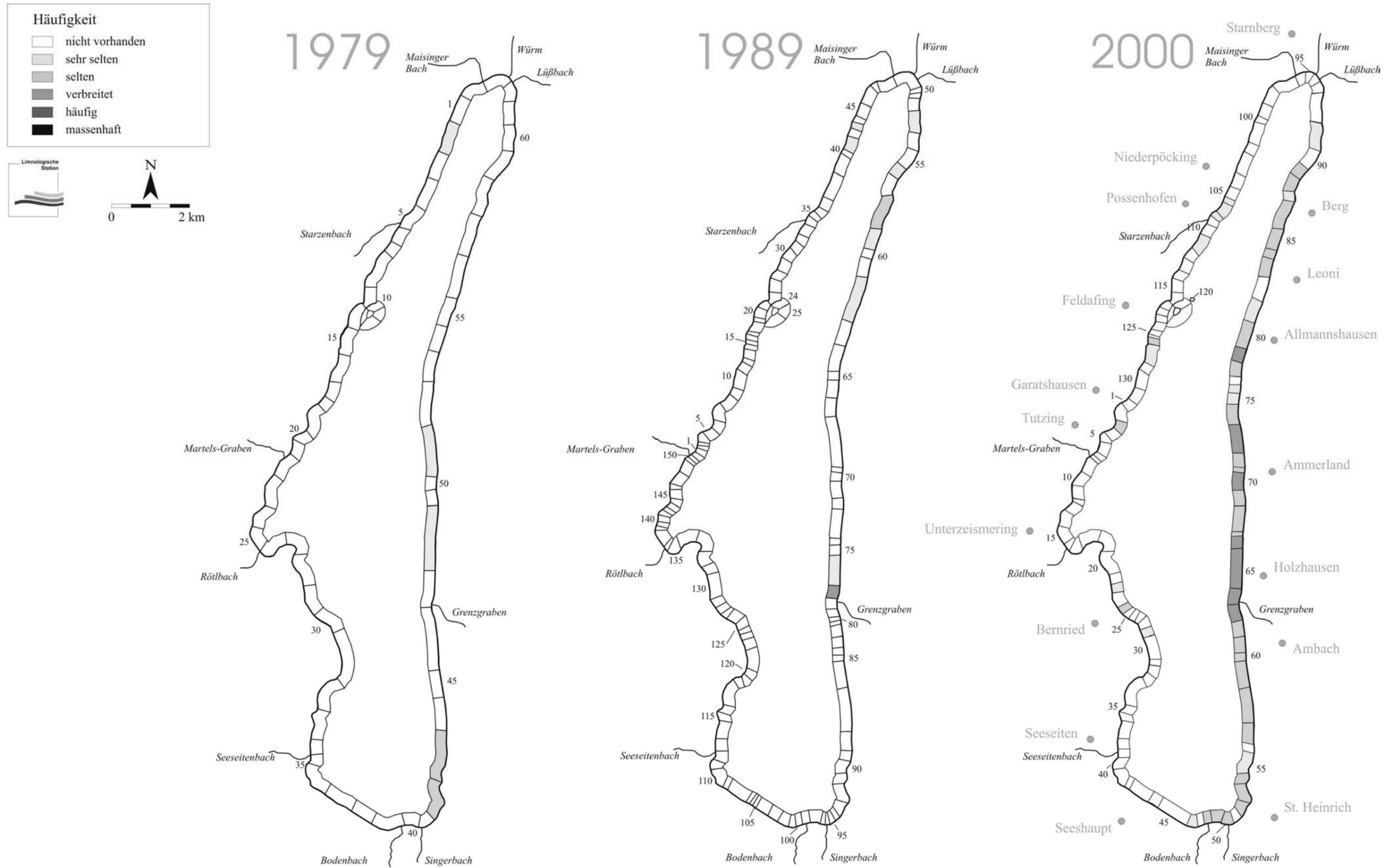
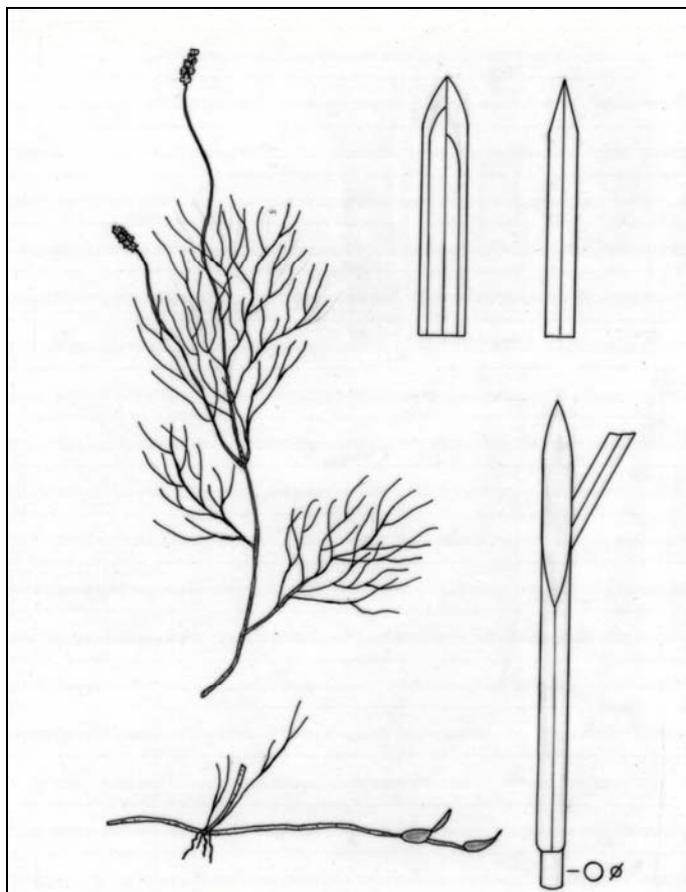


Abb. 4.13 Gesamtverbreitung von *Potamogeton gramineus* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Potamogeton pectinatus* L., Kamm-Laichkraut**

Potamogeton pectinatus besitzt eine hohe Toleranz gegenüber unterschiedlichen Phosphorkonzentrationen. Das Hauptvorkommen liegt in nährstoffbelasteten Gewässern; dort entfaltet es eine hohe Konkurrenzkraft und erreicht hohe Dichten (SCHMEDITJE et al. 1998). Auch SCHAUMBURG et al. (2001) beobachteten eine Förderung durch Gewässer-Eutrophierung und ordnen das Taxon in die Indikatorgruppe 4 ein. Bei geringerer Trophie kann die höhere Konkurrenzkraft anderer Arten durch Ausbreitung in tiefere Litorale kompensiert werden (SCHMIEDER 1997).

Auch im Jahr 2000 zählt *Potamogeton pectinatus*, wie auch schon 1979 und 1989, zu den häufigsten Arten im Starnberger See. Der Vergleich der Daten von 1979 und 1989 lässt einen leichten Rückgang der Art am Westufer zwischen Tutzing und Starnberg sowie eine Zunahme nördlich von St. Heinrich erkennen (Abb. 4.14). Insgesamt ergaben sich nur wenige Veränderungen im Verbreitungsmuster der Art. In einigen Bereichen – am Ostufer bei Holzhausen und Berg, in der Starnberger Bucht und bei der Roseninsel – gingen die Vorkommen zurück. Hingegen konnte sich das Taxon bei Ambach, im Karpfenwinkel und bei Tutzing stärker ausbreiten. Betrachtet man die einzelnen Tiefenstufen, so sind die Veränderungen unterhalb von 4 m besonders hervorzuheben: 1989 besiedelte *Potamogeton pectinatus* nur wenige Abschnitte bis in diese Tiefen, im Jahr 2000 jedoch fast alle. Die Vorkommen wurden meistens mit „selten“ bewertet.

Bei Ambach (Abschnitte 59 bis 63) konnten „häufige“ Bestände von *Potamogeton pectinatus* zwischen 2 und 4 m Tiefe verzeichnet werden.

Zu beachten ist, dass die Pflanze auf eine Nährstoff-Abnahme sehr träge reagiert, weil sie in der Lage ist, in ihren Rhizomen Nährstoffe zu speichern und diese beim Wiederaustrieb zu nutzen (HENSCHEL et al. 1992).

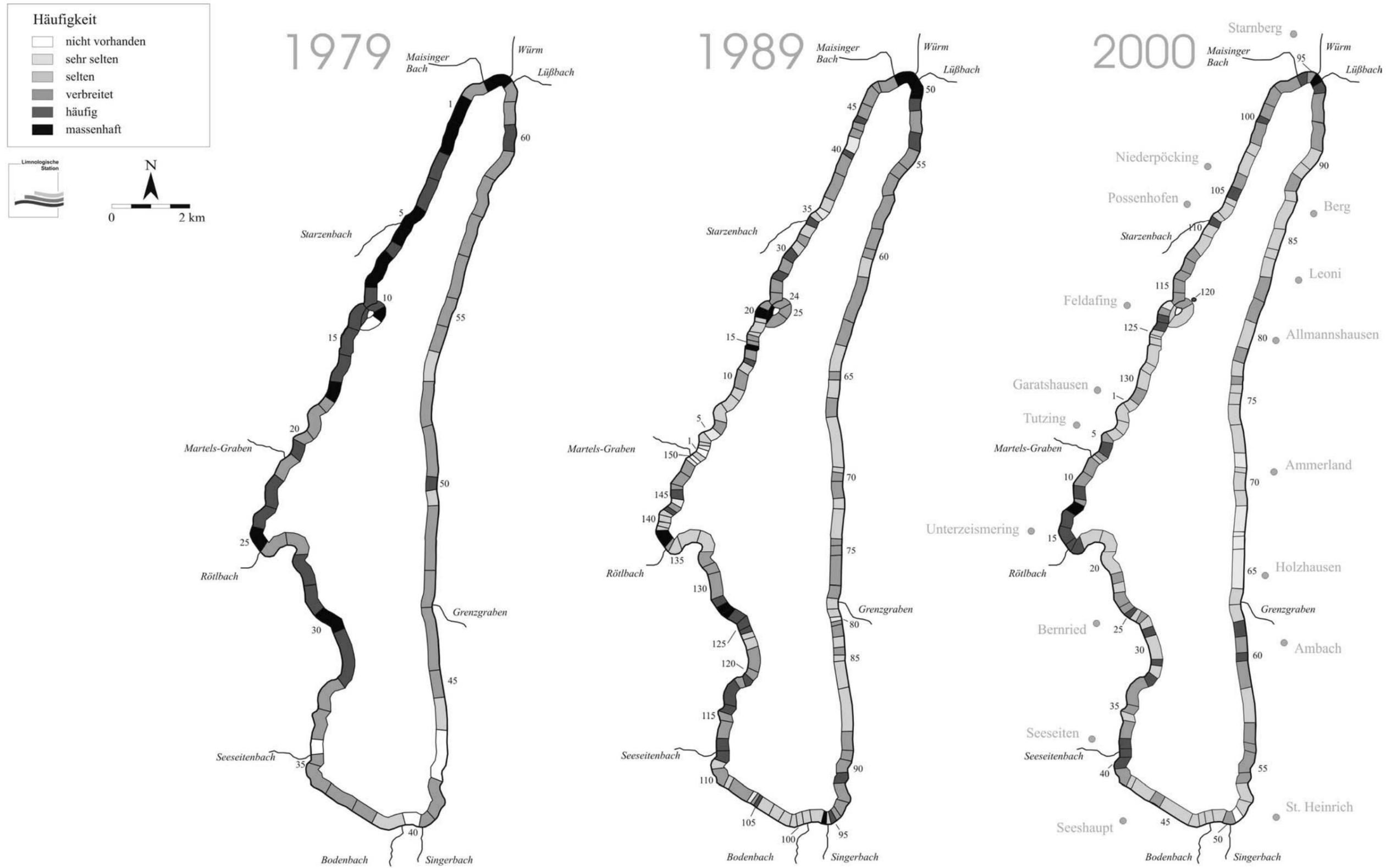
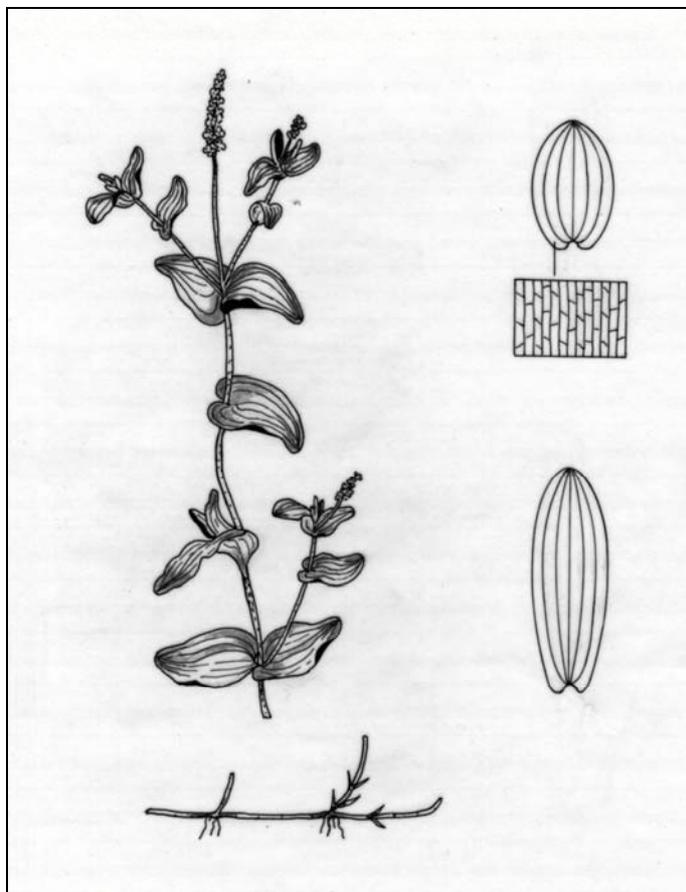


Abb. 4.14 Gesamtverbreitung von *Potamogeton pectinatus* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Potamogeton perfoliatus* L., Durchwachsenes Laichkraut**

Der Verbreitungsschwerpunkt von *Potamogeton perfoliatus* liegt in stehenden und fließenden, meso- bis eutrophen Gewässern (KÖHLER et al. 1992; SCHÜTZ 1992). Im Gegensatz zu *P. pectinatus* wird die Art durch hohe Nährstoffbelastung nicht gefördert sondern eher zurückgedrängt. SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen die Art deshalb der Indikatorgruppe 3 zu. Die Tiefenpräferenz liegt bei 3 bis 7 m, hier können die Stängel eine beachtliche Länge erreichen. *Potamogeton perfoliatus* ist im Volksmund deshalb auch als „Schlingpflanze“ bekannt.

Potamogeton perfoliatus gehört zusammen mit *P. pectinatus* zu den häufigsten Samenpflanzen des Starnberger Sees. In allen Kartierjahren bildete die Art einen geschlossenen Gürtel um den See (Abb. 4.15). Große Übereinstimmung herrscht bei den Verbreitungsbildern der Jahre 1979 und 1989. Lediglich die Massenvorkommen bei St. Heinrich und nördlich von Tutzing konnten 1989 nicht mehr notiert werden. Dieser Rückgang der Art, der sich damals abzeichnen begann, verstärkte sich bis zum Jahr 2000 erheblich. Nahezu im gesamten See reduzierte sich die Häufigkeit von *P. perfoliatus* um durchschnittlich eine Schätzstufe. Lediglich im Erholungsgebiet zwischen Ambach und St. Heinrich änderte sich die Bestandsdichte nicht, in diesen Abschnitten ist die Art weiterhin „verbreitet“. Die 1989 noch „häufigen“ Vorkommen bei Berg und Ammerland am Ostufer und zwischen Tutzing und Feldafing am Westufer wurden elf Jahre später nur noch mit „selten“ und „verbreitet“ bewertet. Nur in wenigen Abschnitten zwischen Tutzing und Feldafing verringerte sich die Bestandsdichte nicht.

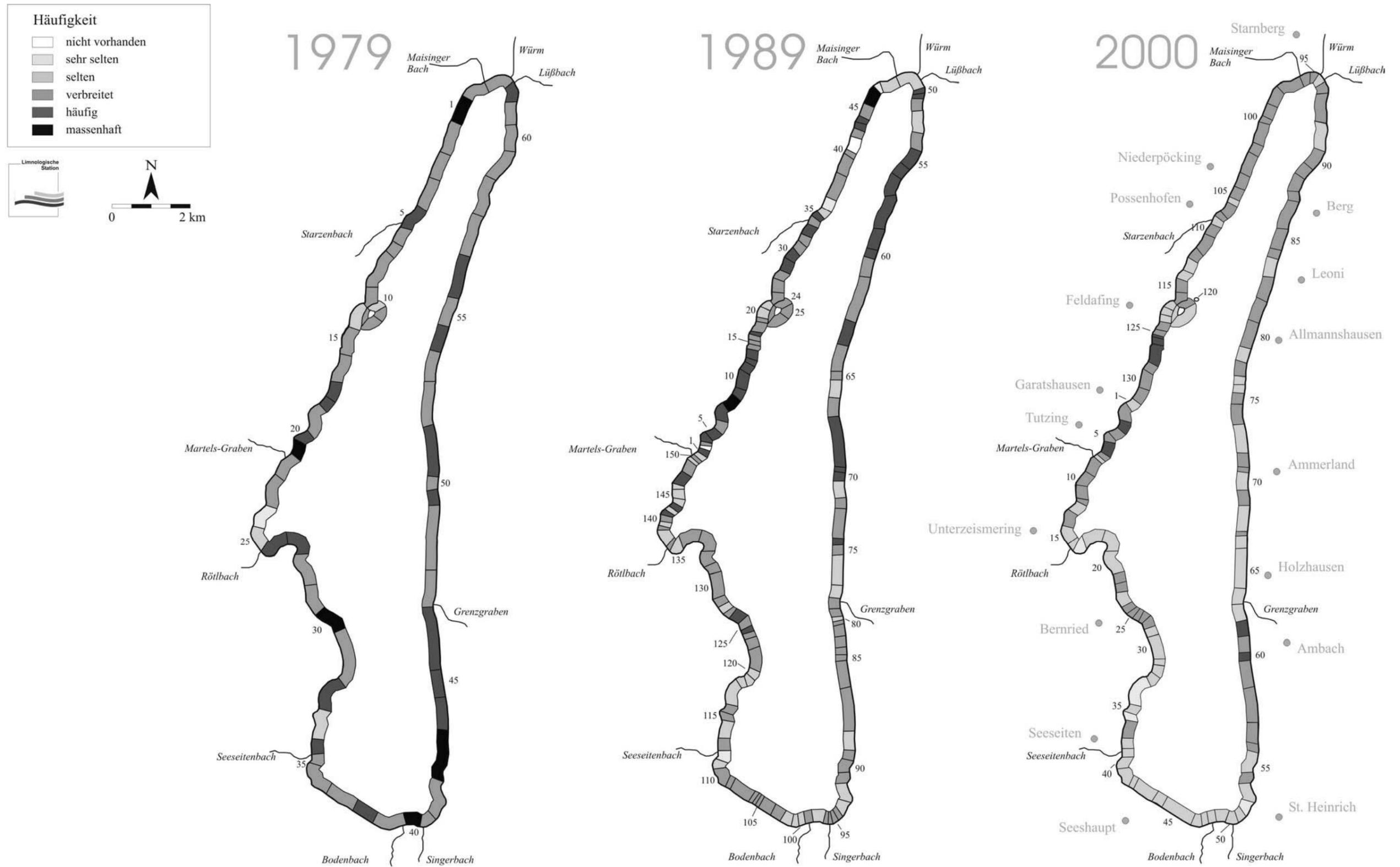
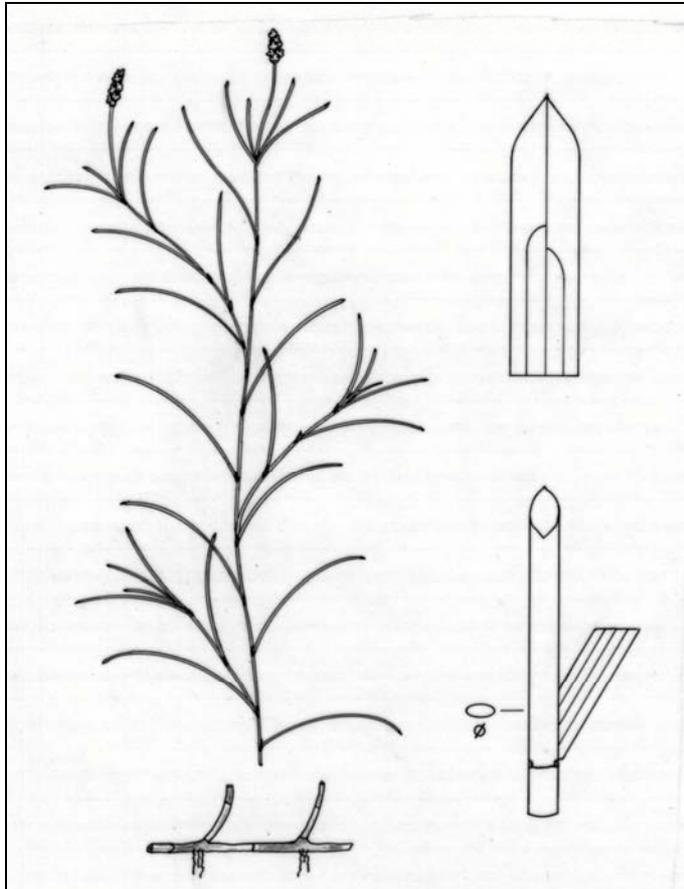


Abb. 4.15 Gesamtverbreitung von *Potamogeton perfoliatus* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Potamogeton pusillus* L., Zwerg-Laichkraut**

Potamogeton pusillus wird als Art mit weiter ökologischer Amplitude charakterisiert. Sein Verbreitungsschwerpunkt liegt in meso- bis eutrophen Gewässern (SCHMEDTJE et al. 1998). Durch Nährstoff-Belastung wird das Zwerg-Laichkraut erheblich gefördert (MELZER & ZIMMERMANN 1992). SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen die Art der Indikatorgruppe 3,5 zu.

Potamogeton pusillus zählt zu den Hauptarten im Starnberger See. Seit der ersten Kartierung hat sich am Verbreitungsbild dieser Art nur wenig verändert (Abb. 4.16) Wie schon 1979 und 1989 besiedelte das Taxon auch im Jahr 2000 fast die gesamte Uferlänge. Ein Rückgang der Häufigkeiten kann ab 1989 in der nördlichen Seehälfte verzeichnet werden. So ist *Potamogeton pusillus* in der Starnberger Bucht sowie zwischen Allmannshausen und Leoni nur noch „verbreitet“ zu finden, noch 1989 waren hier „häufige“ Bestände kartiert worden.

Eine eindeutige Tiefenpräferenz kann für die Art nicht angegeben werden. Sie war sowohl im Flachwasserbereich, wie auch in tieferen Litoralzonen zu finden.

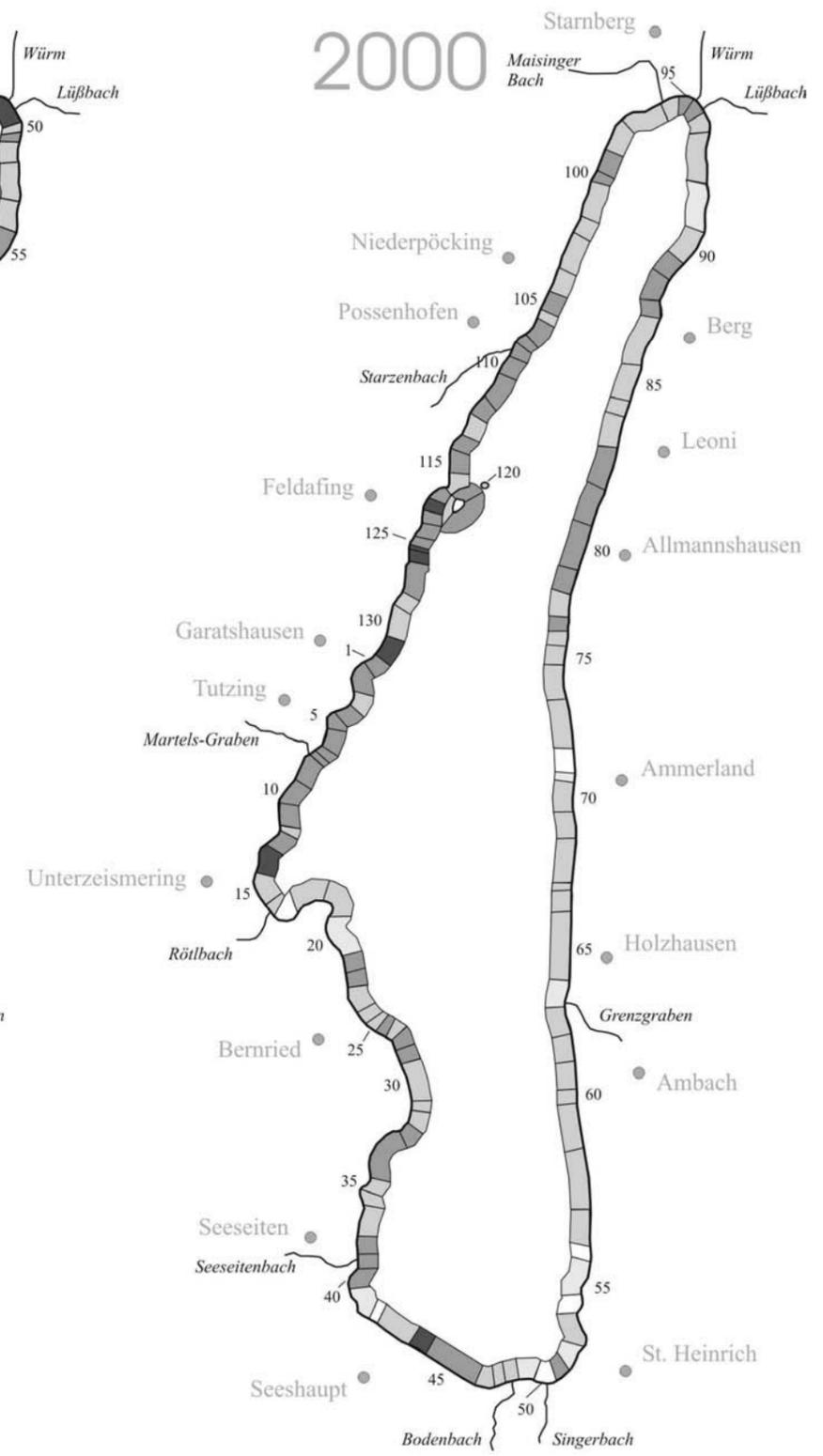
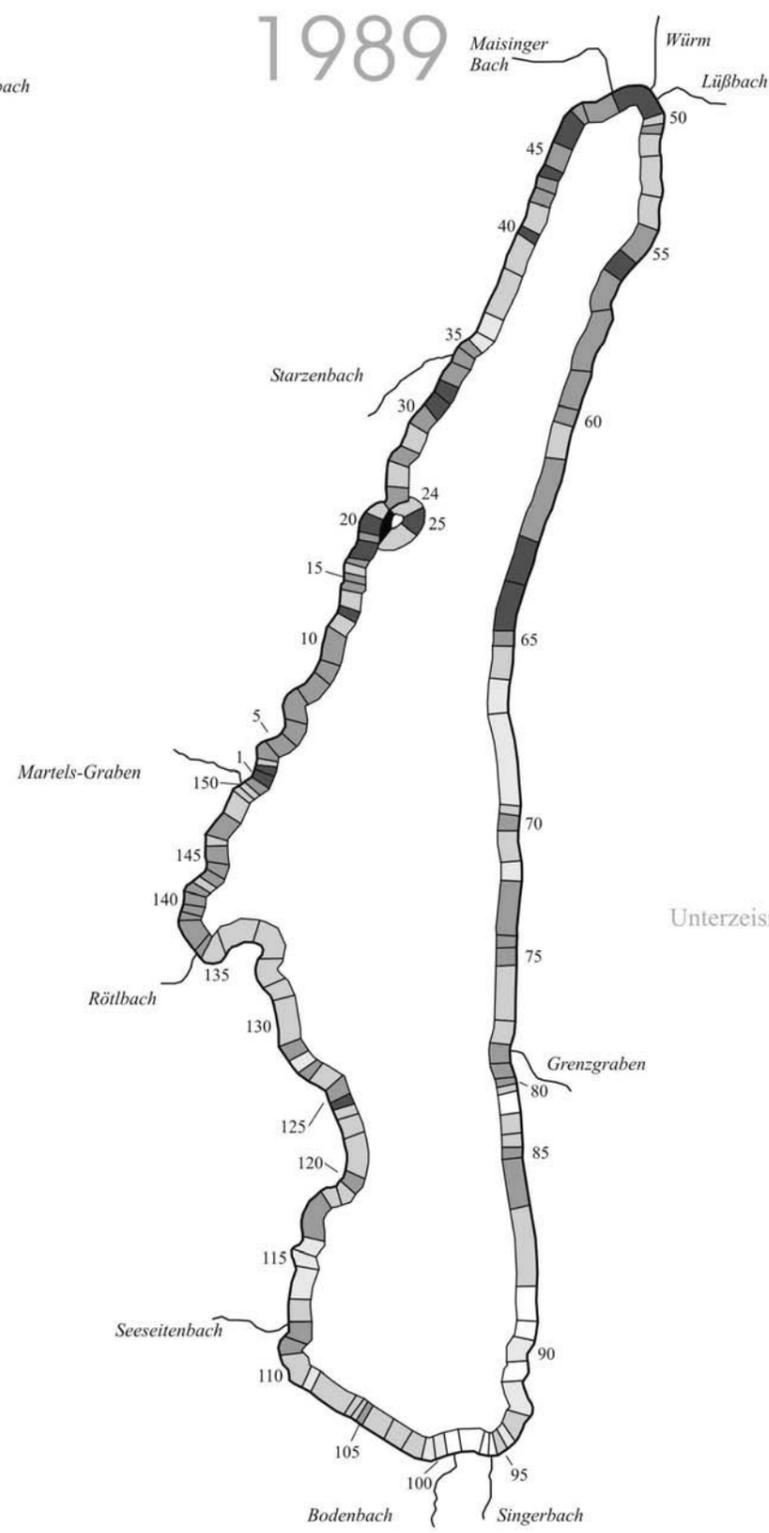
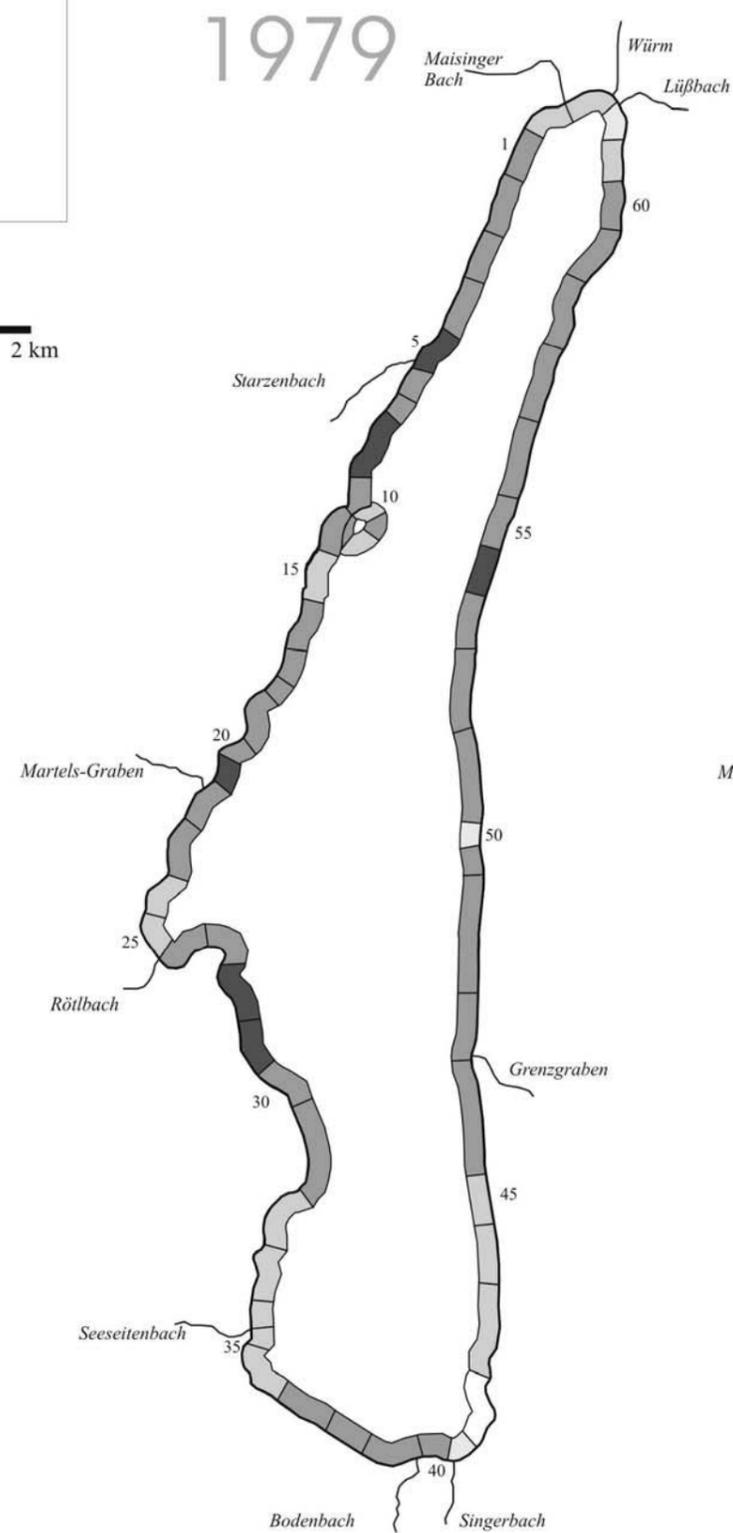
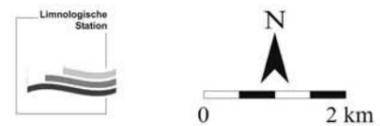
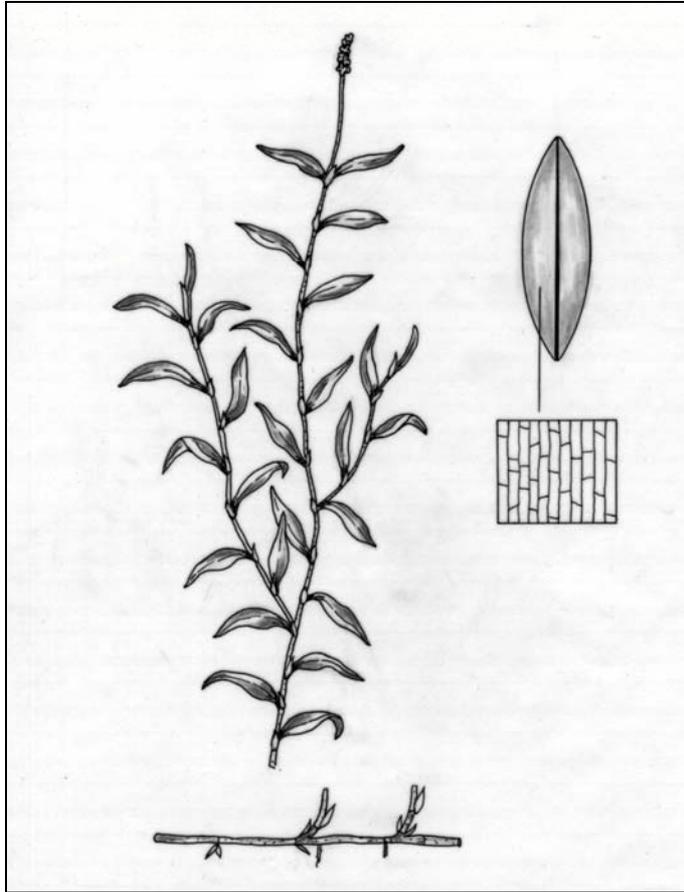


Abb. 4.16 Gesamtverbreitung von *Potamogeton pusillus* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

Potamogeton x nitens WEBER, Schimmerndes Laichkraut

Bei dem Hybrid *Potamogeton x nitens* handelt es sich um eine Bastardform aus *P. gramineus* und *P. perfoliatus*, dessen Erscheinungsform sehr variabel ist. Entscheidend ist, welche der beiden Arten Vater und welche Mutter der Sippe war (KRAUSCH 1996). *Potamogeton x nitens* kommt in mesotrophen bis schwach eutrophen Gewässern vor, meist in flachen Seebereichen (CASPER & KRAUSCH 1980). SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen die Art keiner Indikatorgruppe zu.

1989 kam *Potamogeton x nitens* auf 24 % der gesamten Uferlänge vor und besiedelte in auffälliger Weise fast ausschließlich das Ostufer (Abb. 4.17). Der Verbreitungs-Schwerpunkt lag in Tiefen zwischen 1 m und 2 m, bevorzugt auf grobkiesigen Substraten.

Für das Jahr 1979 wurde der Bastard nicht gesondert in einer Verbreitungskarte dargestellt, sondern der Elternart *P. gramineus* zugeordnet. In den Folgeuntersuchungen fallen die starken gegenläufigen Schwankungen im Bestand von *P. gramineus* und *P. x nitens* auf: Am Ostufer wurde im Jahr 1989 *P. x nitens* aber kein *P. gramineus*, 2000 dagegen *P. gramineus* aber kein *P. x nitens* gefunden. Ob diese, sich unter Wasser sehr ähnelnden Arten bei der Kartierung des Jahres 2000 wieder beide als *P. gramineus* aufgenommen worden sind, lässt sich im Nachhinein nicht mehr klären. Unwahrscheinlich ist, dass *P. gramineus* *P. x nitens* vollständig verdrängt hat.

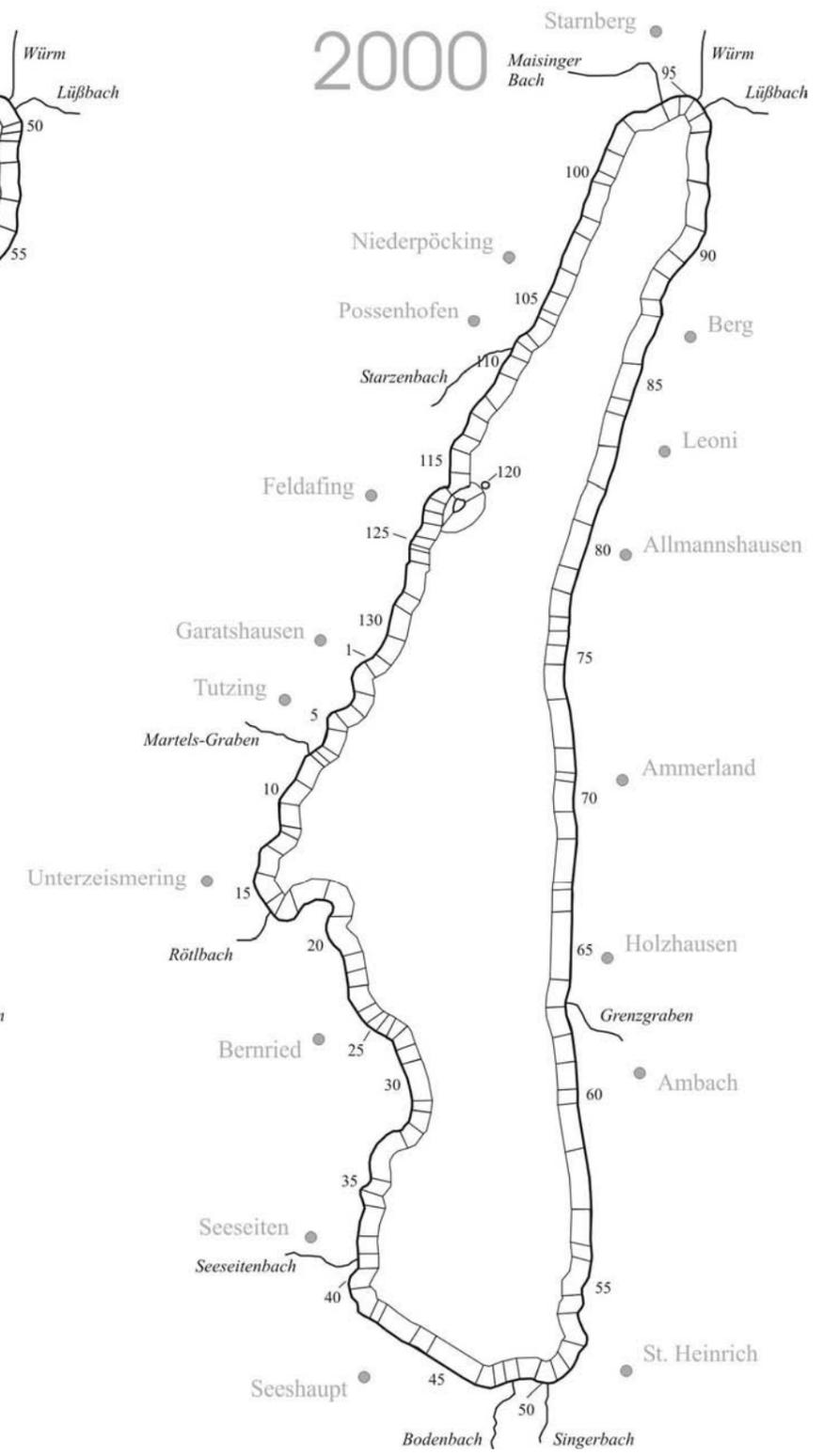
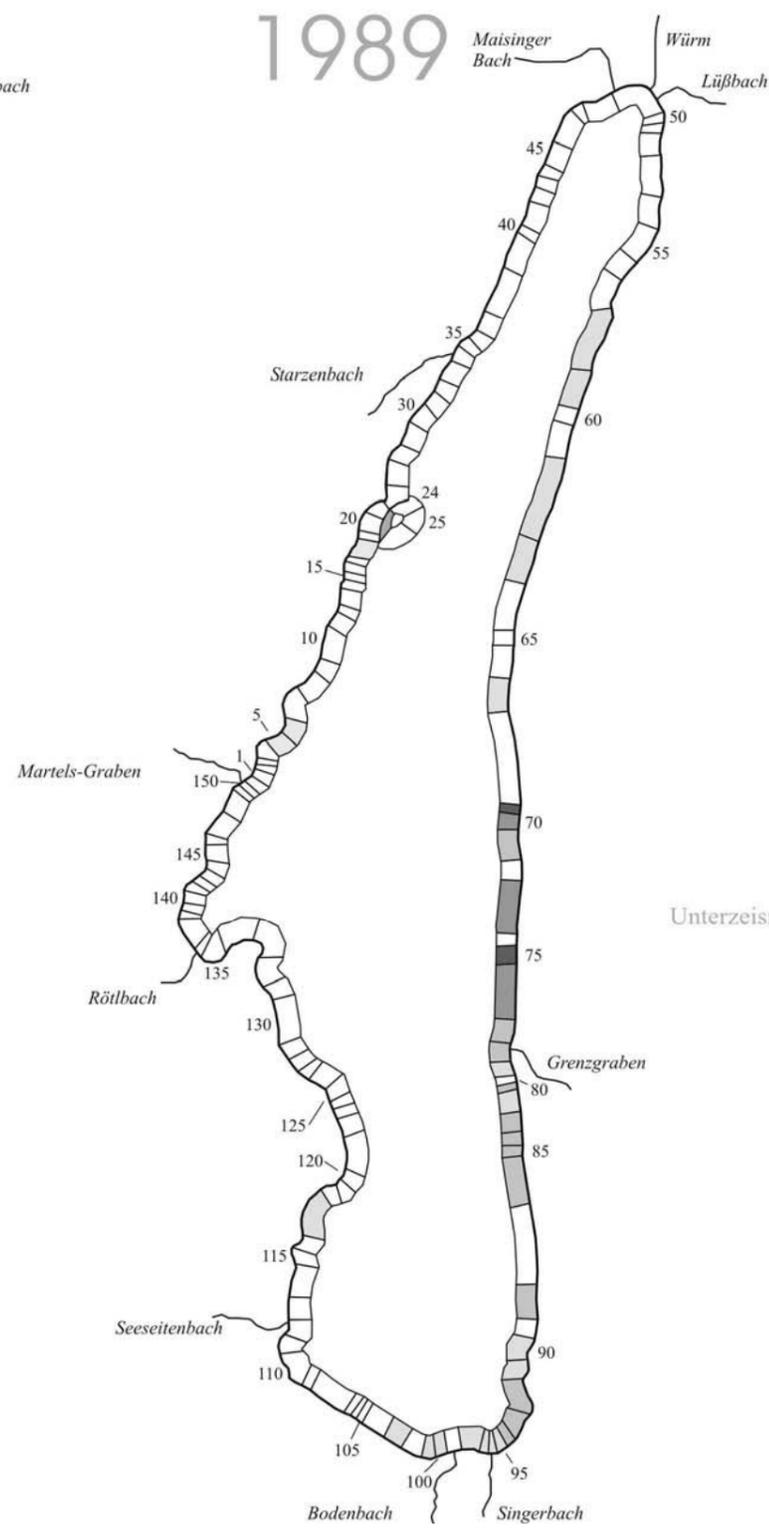
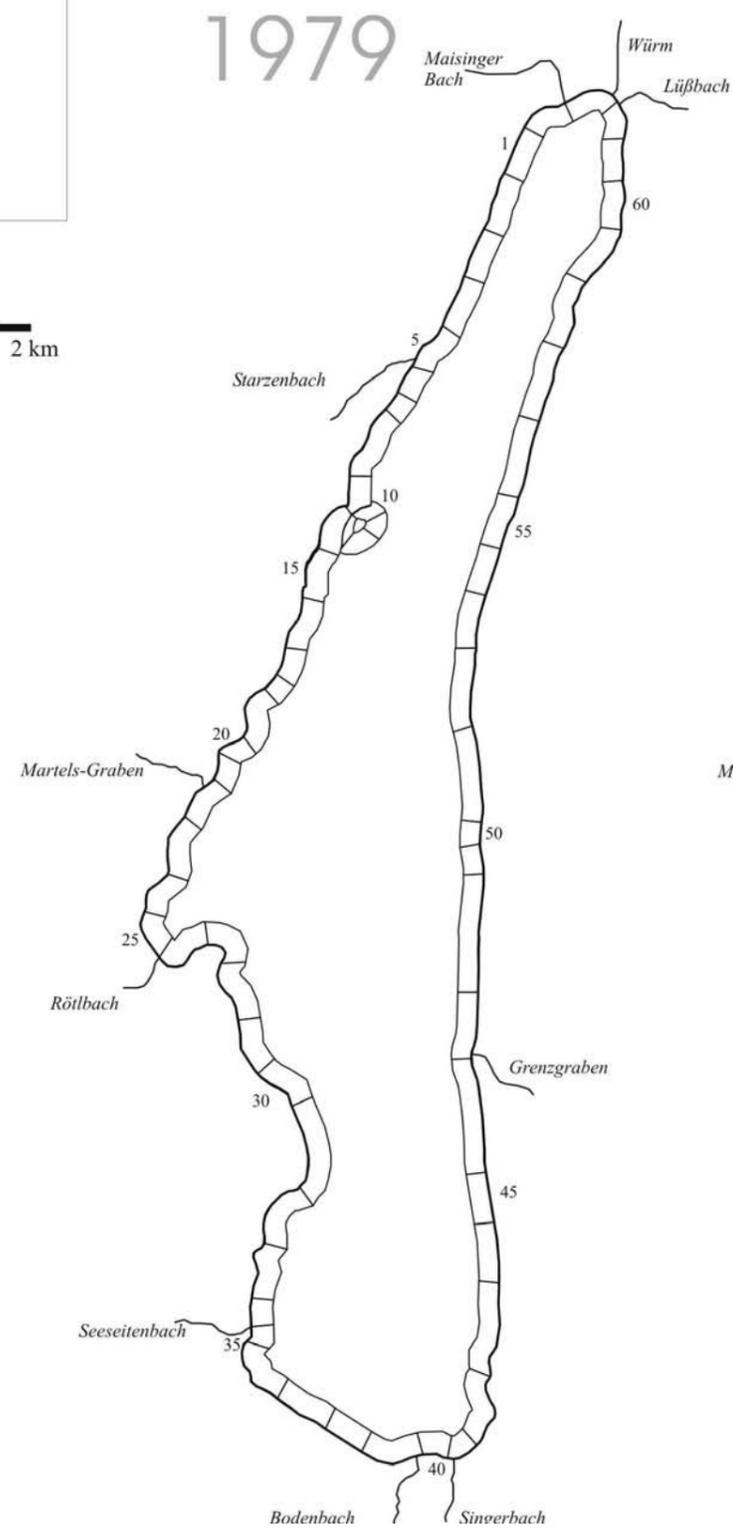
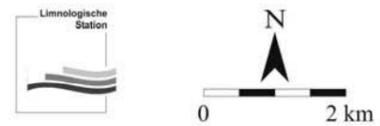
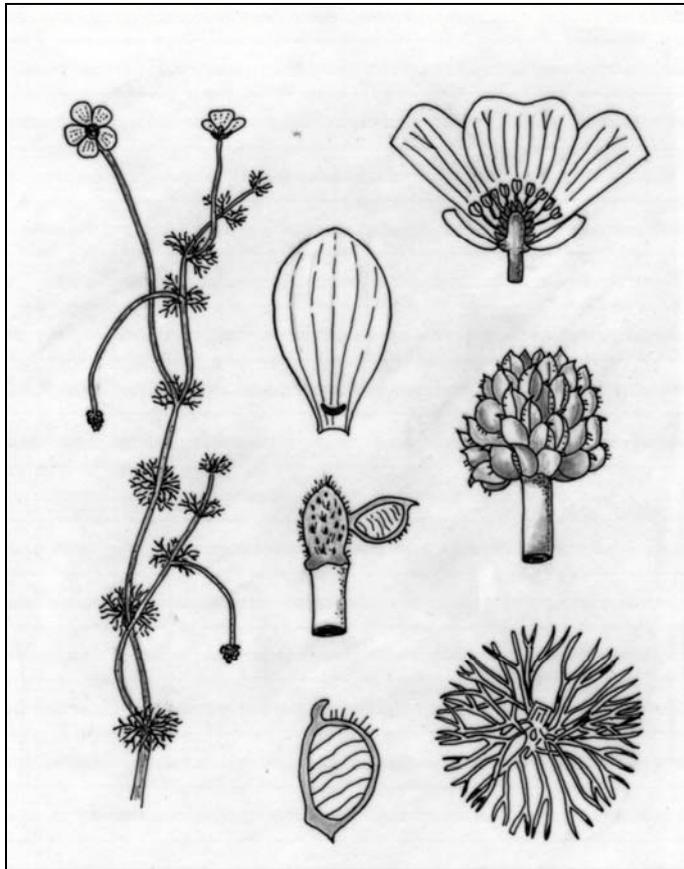


Abb. 4.17 Gesamtverbreitung von *Potamogeton x nitens* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Ranunculus circinatus* SIBTHORP, Spreizender Hahnenfuß**

Ranunculus circinatus kommt in stehenden oder langsam fließenden Gewässern vor (CASPER & KRAUSCH 1981). Er gilt als wichtige Zeigerpflanze und indiziert in Seen einen sehr hohen Nährstoffgehalt. SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen die Art der Indikatorgruppe 4,5 zu. Bei einer Nährstoffentlastung reagiert sie relativ rasch mit einem Bestandsrückgang (HENSCHEL et al. 1992). Bevorzugt werden schlammige, oft mit organischem Material durchsetzte Untergründe, ohne dabei eine ausgesprochene Tiefenpräferenz zu zeigen (HÜNERFELD 1990).

Zwei größere Bestände von *Ranunculus circinatus* konnten bei der Kartierung 2000 ausgemacht werden (Abb. 4.18): Im Karpfenwinkel hatte sich die Art – nach einem Bestandsrückgang bis 1989 – wieder stärker ausgebreitet und bildete im Mündungsbereich des Rötlbachs die dichtesten Bestände. Das zweite größere Vorkommen lag im Zufluss-Bereich des Seeseitenbachs, einem Gebiet, das die Art in den Jahren zuvor nicht besiedelt hatte. 1979 war sie insgesamt noch wesentlich stärker vertreten, vor allem am Westufer zwischen Possenhofen und Seeseiten. Bis zur Kartierung 1989 war ein deutlicher Rückgang festzustellen, und die Art war nur noch im Gemeindegebiet Tutzing und im Mündungsbereich des Röt- und Singerbachs zu finden.

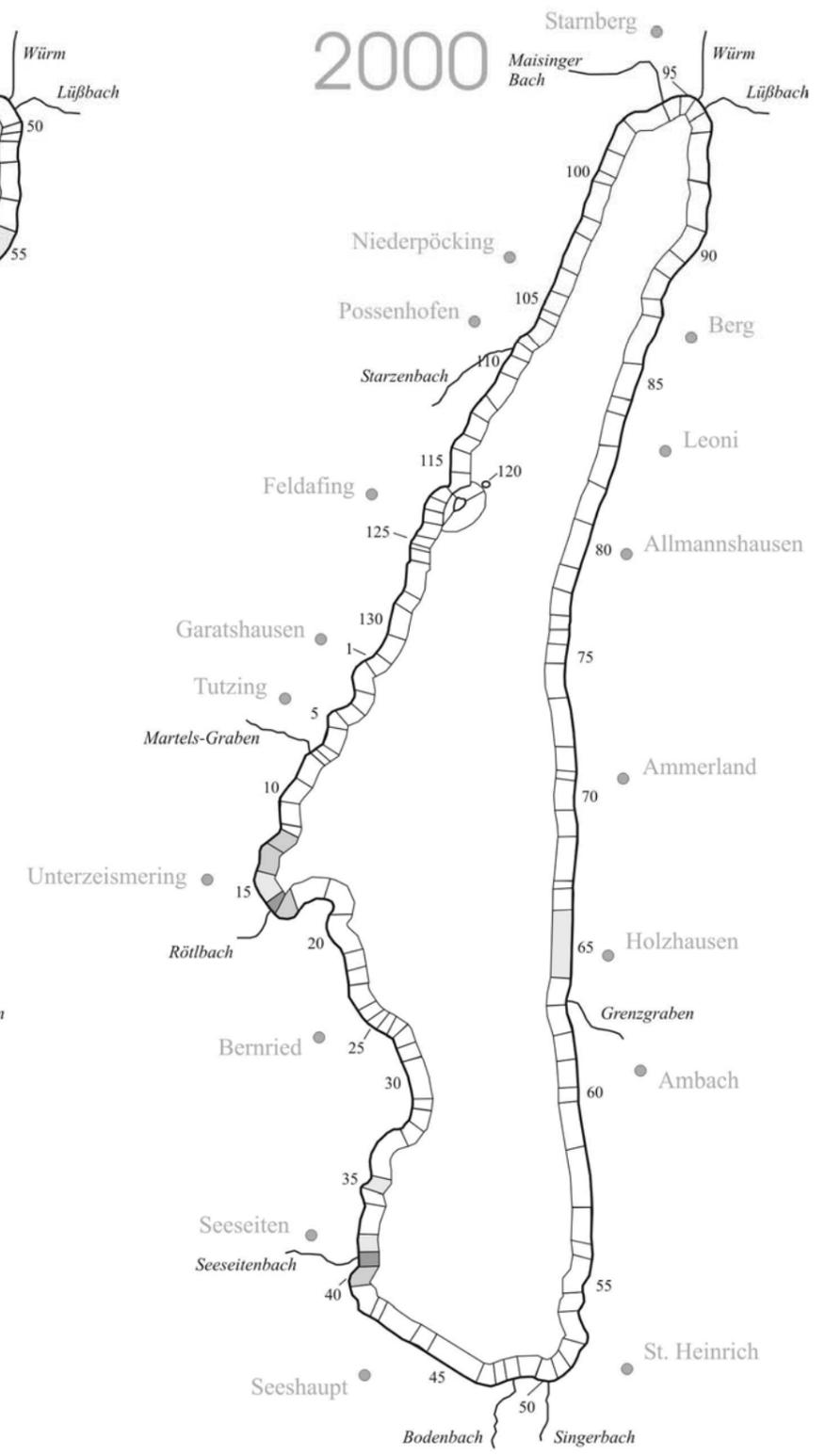
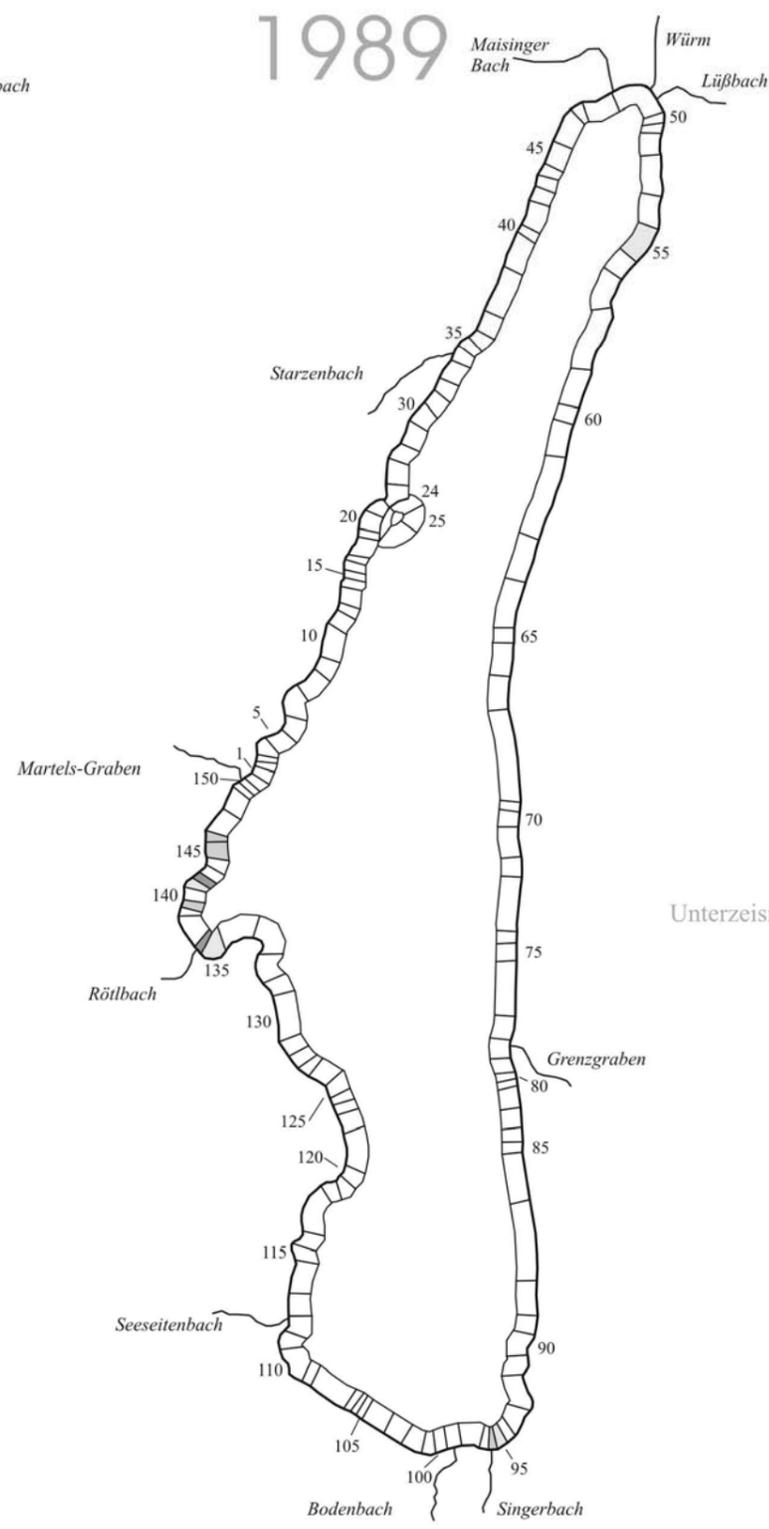
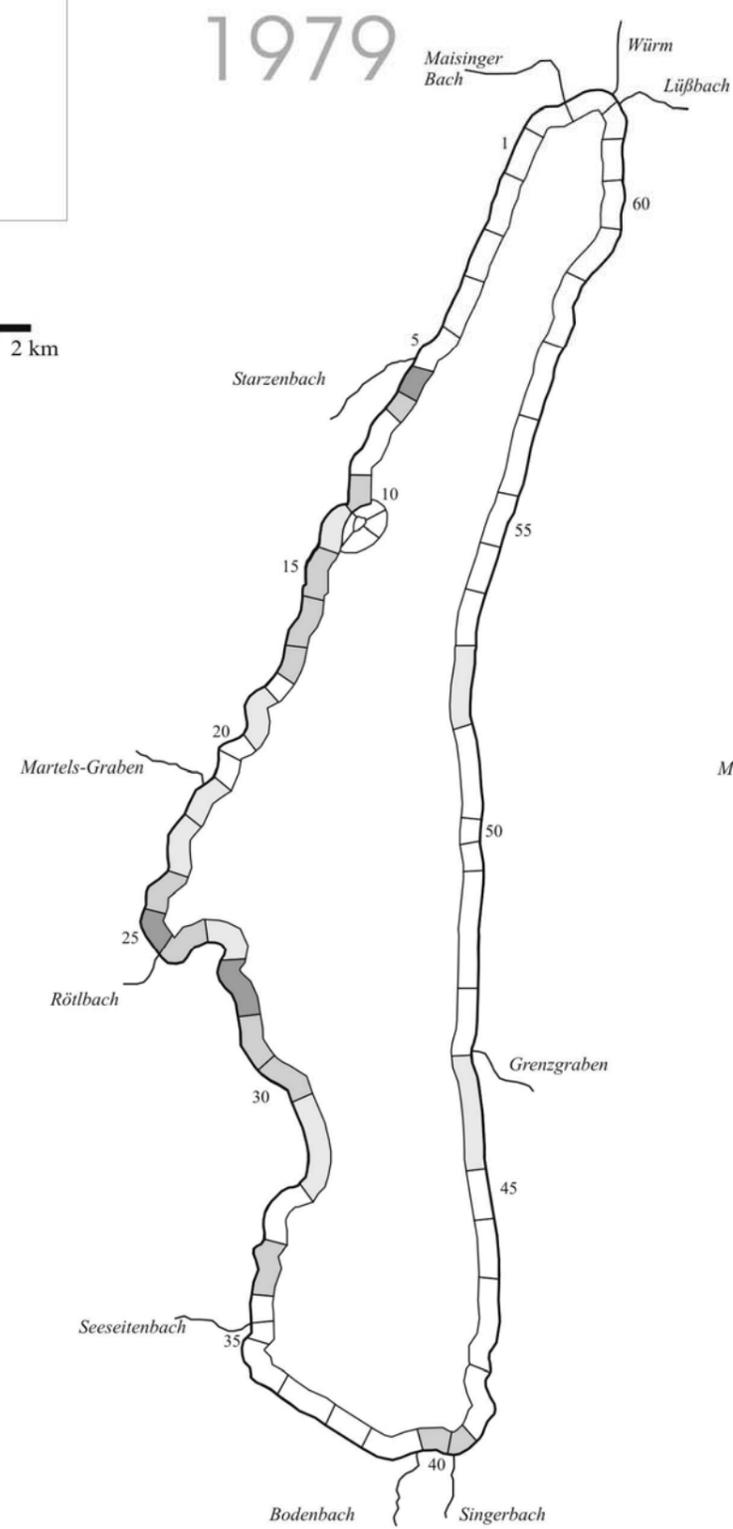
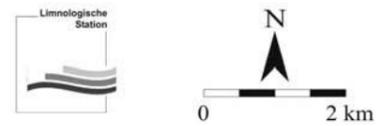
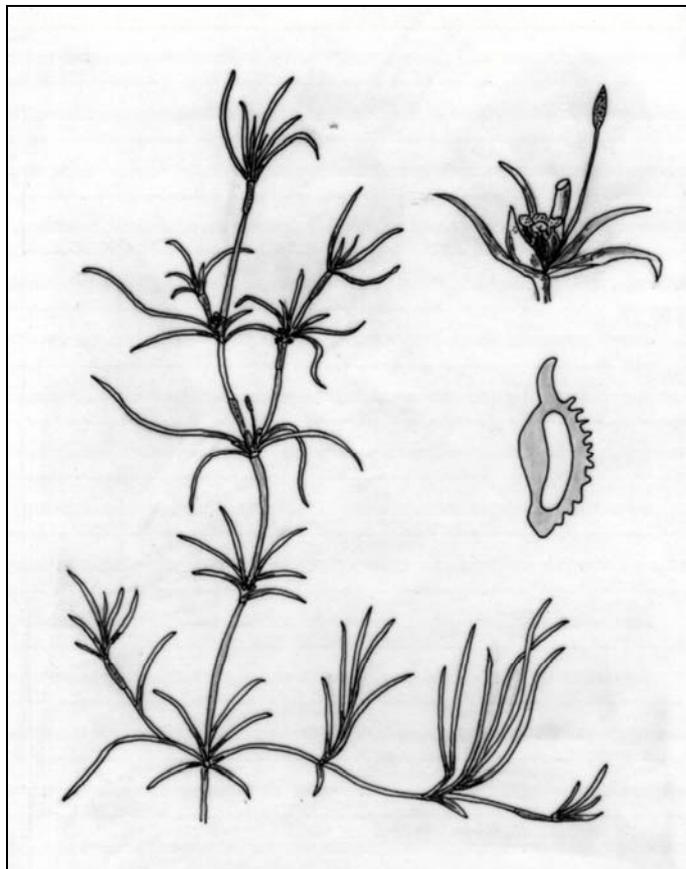


Abb. 4.18 Gesamtverbreitung von *Ranunculus circinatus* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

***Zannichellia palustris* L., Teichfaden**

Die hohen Nährstoffansprüche von *Zannichellia palustris* werden in einer Vielzahl von Untersuchungen belegt (KÖHLER 1978; SCHÜTZ 1995). MELZER (1988) hebt die Eignung der Art als Belastungsindikator hervor, deshalb ist sie in der Indikatorgruppe 5 (SCHAUMBURG et al. 2001) zu finden. Die Verbreitung von der Art konzentriert sich auf die Flachwasserzone.

Am Verbreitungsbild von *Zannichellia palustris* hat sich im Laufe der vergangenen 21 Jahre wenig geändert (Abb. 4.19). Zu beobachten war eine leichte Zunahme der besiedelten Uferlänge von 66 % im Jahre 1979 auf 70 % im Jahr 2000. Dabei erfolgte die Ausbreitung vorwiegend am Westufer des Sees. Dagegen konnte das „verbreitete“ Vorkommen in der Starnberger Bucht im Jahr 2000 nicht mehr bestätigt werden, und auch die dichten Bestände von 1989 im Zuflussbereich des Singerbachs und eines Grabens gegenüber der Roseninsel (Abschnitt 123) haben sich etwas gelichtet. Im Karpfenwinkel ist die Bestandsdichte im Mündungsbereich des Rötzbachs zurückgegangen, dafür hat sich *Zannichellia palustris* in der gesamten Bucht ausgebreitet.

Hinsichtlich der Tiefenpräferenz bestätigen die Vorkommen von *Zannichellia palustris* die Literaturangaben: Die Art ist ausschließlich im Flachwasser bis zu 2 m Tiefe zu finden.

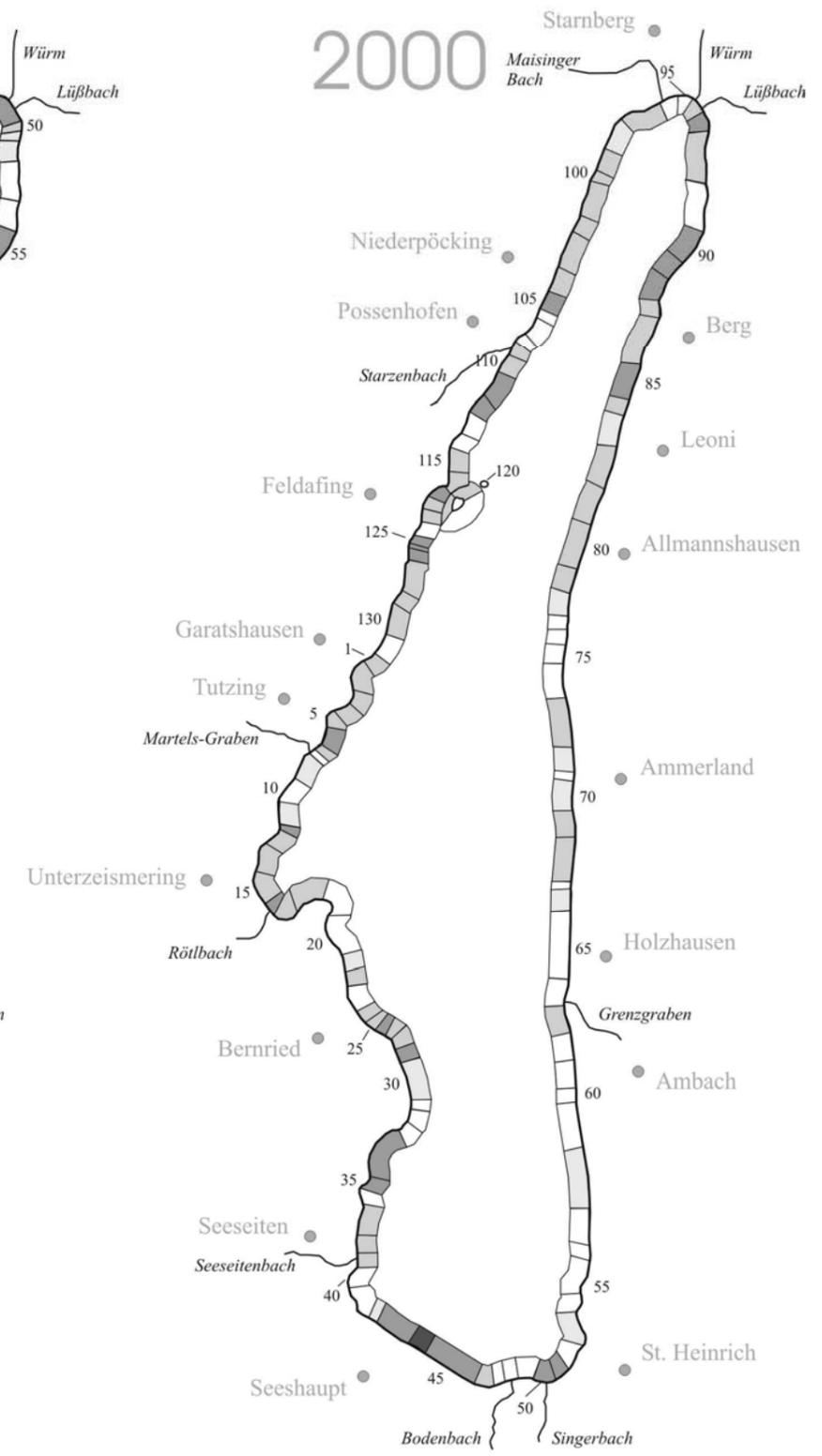
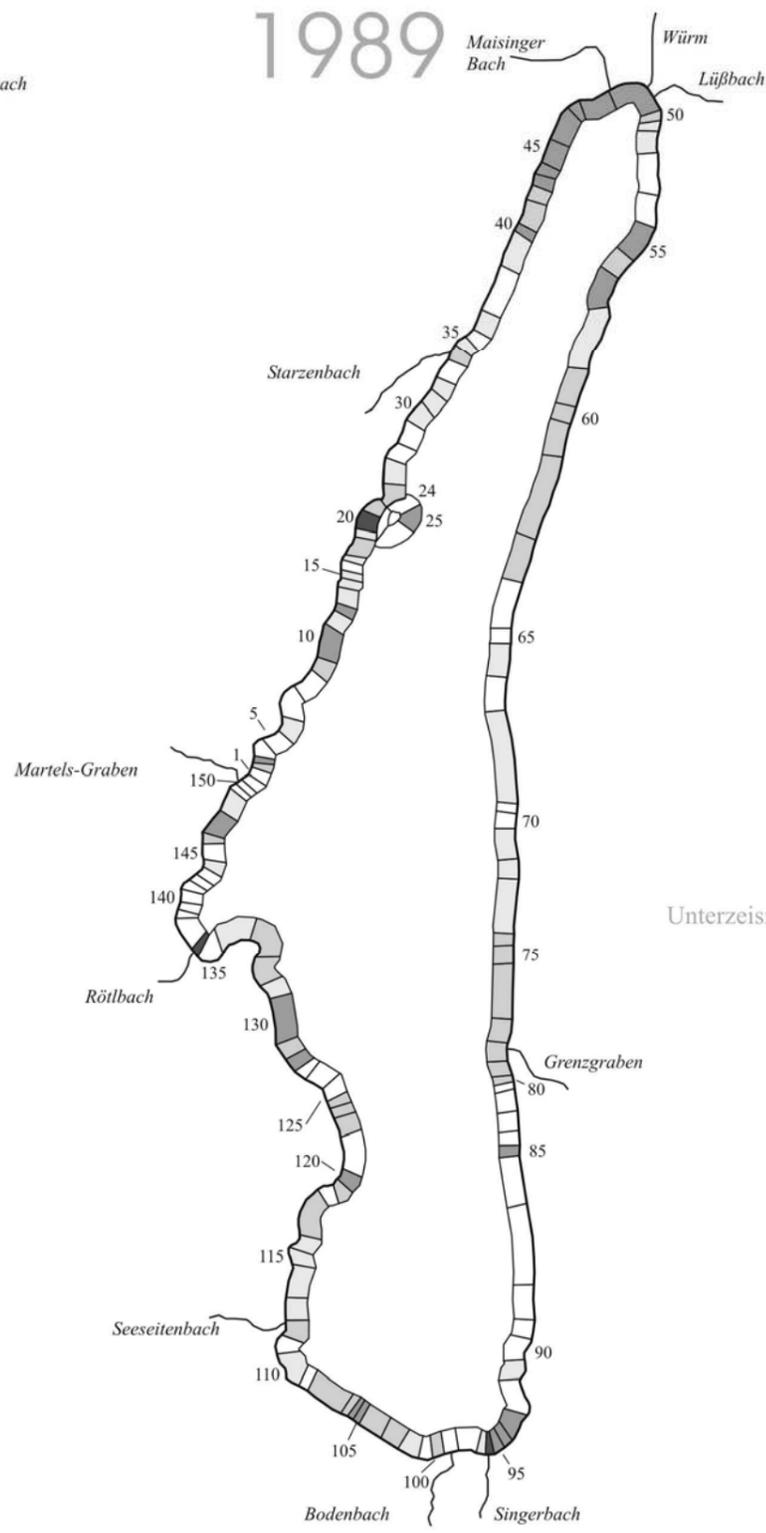
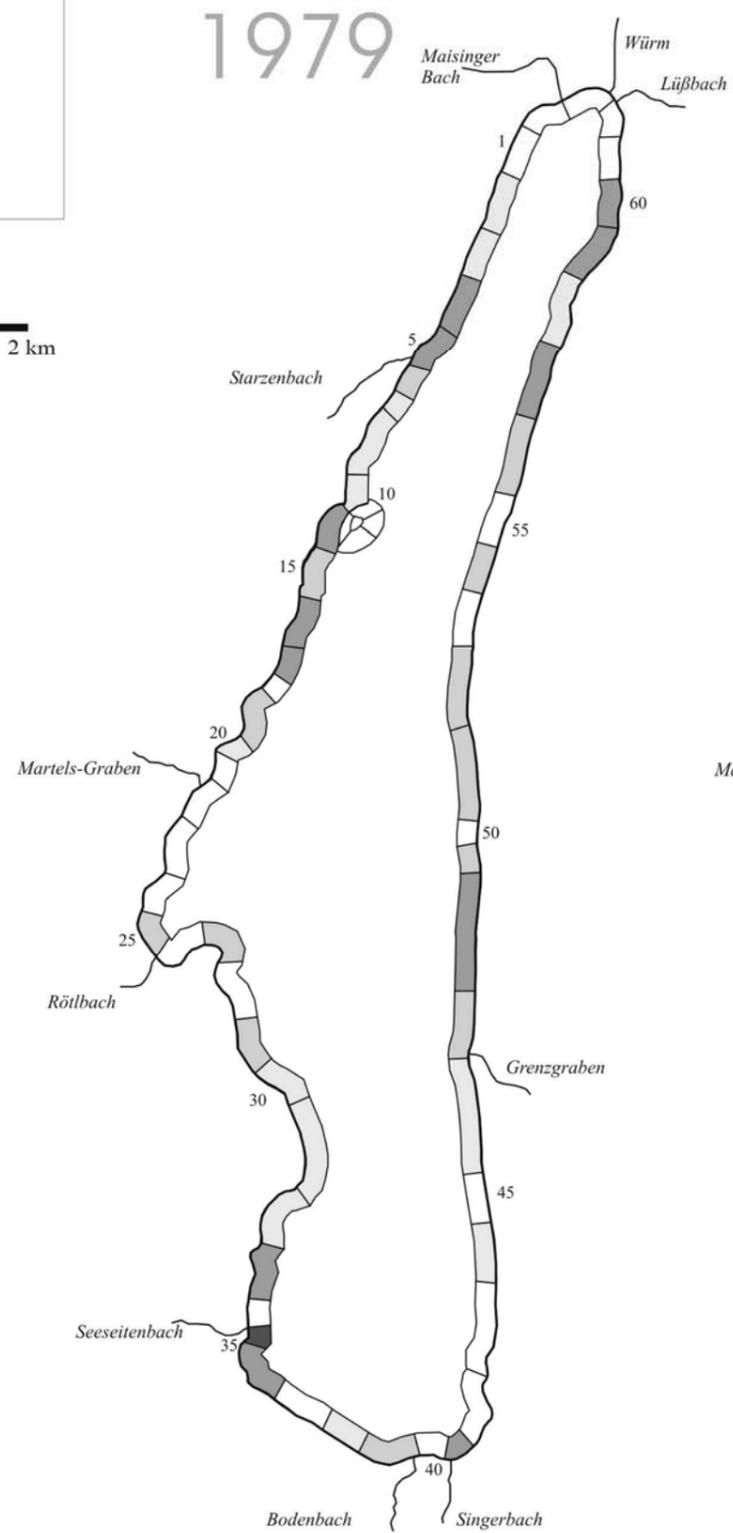
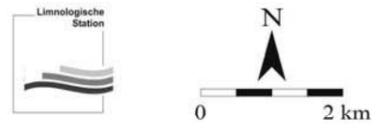


Abb. 4.19 Gesamtverbreitung von *Zannichellia palustris* am Starnberger See in den Jahren 1979, 1989 und 2000

4.1.2 Verbreitung gefährdeter Arten

Das Werk „Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) dokumentiert das Ausmaß der Gefährdung einzelner Pflanzenarten. Es handelt sich um eine fachliche Bewertung, der zwar keine unmittelbare Rechtswirkung zukommt, die jedoch eine unverzichtbare Beurteilungs-Grundlage für naturschutz-relevante Vorhaben darstellt (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1994).

Tab. 4.2 Rote Liste-Arten (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996) der submersen Flora sowie der Schwimmblattvegetation und ihre Verbreitung im Starnberger See 1979, 1989 und 2000

Art	Rote Liste Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996)	Rote Liste Bayern (SCHÖNFELDER 1987, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996)	Verbreitung 1979 [% der Uferlänge]	Verbreitung 1989 [% der Uferlänge]	Verbreitung 2000 [% der Uferlänge]
<i>Chara aspera</i>	2+	G	38,8	75,3	96,7
<i>Chara contraria</i>	3+	G	100	92,1	98,6
<i>Chara delicatula</i>	3+	G	25,4	57,7	15,4
<i>Chara tomentosa</i>	2-	G	-	4,0	0,9
<i>Najas marina ssp. inter.</i>	2	2	-	-	58,4
<i>Nitella opaca</i>	2	G	-	0,2	2,5
<i>Nitella syncarpa</i>	2+	G	-	-	1,4
<i>Nitellopsis obtusa</i>	3+	G	82,4	91,6	98,2
<i>Nymphaea alba</i>		3	-	0,3	3,4
<i>Potamogeton berchtoldii</i>		3	-	-	4,1
<i>Potamogeton filiformis</i>	2	2	- ¹⁾	60,5	84,8
<i>Potamogeton friesii</i>	2	3	19,1	5,0	24,9
<i>Potamogeton gramineus</i>	2	2	13,8	10,8	42,8
<i>Potamogeton perfoliatus</i>		3	100	99,0	100
<i>Potamogeton praelongus</i>	2+	2	-	0,8	-
<i>Potamogeton pusillus</i>		3	100	94,7	96,6
<i>Potamogeton x nitens</i>	2	0 ²⁾	-	31,5	-
<i>Tolypella glomerata</i>	1	G	-	7,0	6,2
<i>Utricularia australis</i>	3	3	-	0,3	2,6
<i>Utricularia vulgaris</i>	3	*	1,0	-	-
Summe Arten			10	16	17

¹⁾ Die Verbreitungszahl dieser Art ist mit Bestimmungsfehlern aus der Vergangenheit behaftet. Der Wert aus dem Jahr 1979 ist unzutreffend, das Vorhandensein der Art mit herbarisiertem Material belegbar.

²⁾ Die Einstufung dieser Art als „ausgestorben oder verschollen“ ist zweifellos falsch, den Verfassern der Roten Liste ist dieser Fehler bereits bekannt (SCHNEIDER, mdl. Mitteilung).

Abkürzungen und Symbole der Roten Liste (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996, SCHÖNFELDER 1987):

- fehlend
- * vorkommend (von den Autoren nicht als gefährdet angesehen)
- 0 ausgestorben oder verschollen
- 1 vom Aussterben bedroht
- 2 stark gefährdet
- 3 gefährdet
- 4 potentiell gefährdet
- + regional stärker gefährdet
- regional schwächer gefährdet

Angaben zur Gefährdungssituation in Bayern (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996):

- G Gefährdung anzunehmen (lt. Angaben zur Gefährdungssituation in Bayern)
- R extrem selten

Bei der Makrophyten-Kartierung des Jahres 2000 waren am Starnberger See insgesamt 17 Arten der submersen Vegetation sowie der Schwimmblatt-Pflanzen in der Roten Liste Deutschland und/oder in der Roten Liste Bayern registriert (Tab. 4.2) – das heißt, die Hälfte des Makrophyten-Arteninventars des Starnberger Sees sind gefährdete Pflanzenarten. Dennoch beherbergt der See deutlich weniger Rote Liste-Arten als beispielsweise der Chiemsee (SCHOLZE et al. 2003).

Vergleicht man die Kartierung des Jahres 2000 mit der von 1989, ist zu erkennen, dass sich an der Anzahl der Rote Liste-Arten nur wenig verändert hat. Bis auf zwei Arten – *Potamogeton praelongus* und *Potamogeton x nitens* – konnten alle gefährdeten Taxa im Jahr 2000 wiedergefunden werden. *Potamogeton praelongus* wurde allerdings bei der Kartierung im Jahr 1989 nur „vereinzelt“ in einem Abschnitt gefunden. *Potamogeton x nitens* war häufiger vertreten, sein Verschwinden ist vermutlich auf Verwechslung beziehungsweise Zusammenfassung mit der sehr ähnlichen Art *Potamogeton gramineus* zurückzuführen (Kapitel 4.1.1).

Zwei Rote Liste-Arten – das Nixkrautgewächs *Najas marina ssp. intermedia* und das Laichkraut *Potamogeton berchtoldii* – konnten im Jahr 2000 erstmals im Starnberger See nachgewiesen werden; beide Arten wurden bei früheren Untersuchungen nicht erwähnt. Das Nixkraut hat sich innerhalb der vergangenen zehn Jahre erheblich ausgebreitet (s. Kapitel 4.1.1) und wird vermutlich auch weiterhin zum Arteninventar des Sees zählen. Hingegen wurde das Laichkraut nur in sieben Abschnitten des Sees gefunden. Ob der Starnberger See ein geeigneter Siedlungsraum ist, muss abgewartet werden. Die Armleuchteralge *Nitella syncarpa*, die schon Ende des 19. Jahrhunderts im Starnberger See vorkam aber bei den Kartierungen der 1970er und 1980er Jahre nicht mehr notiert wurde, konnte in einem Abschnitt wieder nachgewiesen werden. Ob der See wieder ein geeignetes Habitat für diese Art darstellt, wird sich erst im Laufe der kommenden Jahre zeigen.

Bei allen weiteren Rote Liste-Arten zeigte sich ein unterschiedliches Verhalten. Die genauen Verbreitungsbilder einiger Rote Liste-Arten wurden bereits in Kapitel 4.1.1 präsentiert. Die selteneren Arten, deren ökologische Ansprüche und Verbreitung dort nicht besprochen wurden, werden in Tab. 4.3 kurz vorgestellt.

Hier sei nur noch einmal erwähnt, dass innerhalb der vergangenen elf Jahre die Vorkommen einiger gefährdeter Arten stark ausdehnten – wie *Chara aspera* und *Potamogeton gramineus*. Bei anderen hingegen – wie *Chara delicatula* oder *Potamogeton perfoliatus* – musste eine Abnahme der Bestände verzeichnet werden.

Tab. 4.3 Ökologische Ansprüche und Verbreitung der Rote Liste-Arten im Starnberger See, deren Verbreitung weniger als 5 % der Uferlänge beträgt.

<i>Chara tomentosa</i> L.		
ökologische Ansprüche	Nährstoffe:	In der Literatur werden Standorte mit geringer bis mäßiger Nährstoffbelastung genannt (LANG 1975, SCHMIDT et al. 1995). SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen die Art der Indexgruppe 2 zu (indiziert in Seen geringen Nährstoffgehalt)
	Substrat:	Bevorzugt organisches Substrat und Kalkmudde
	Tiefenstufe:	In allen Tiefenstufen vorkommend
Verbreitung	1979:	Nicht vorhanden
	1989:	Die Art wurde in Abschnitt 49 und 53 in der Starnberger Bucht mit der Schätzstufe 1 („sehr selten“) gefunden.
	2000:	Die Art wurde an einem völlig anderen Standort (Abschnitt 115 gegenüber der Roseninsel) mit der Schätzstufe 3 („verbreitet“) notiert.
<i>Nitella opaca</i> AG.		
ökologische Ansprüche	Nährstoffe:	Eine Art mit weiter ökologischer Amplitude (SCHÜTZ 1993). Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt aber in oligo- bis mesotrophen Gewässern (SCHMIDT et al. 1995). SCHAUMBURG et al. (2001) ordnen die Art der Indexgruppe 2,5 zu (indiziert in Seen mäßigen Nährstoffgehalt).
	Substrat:	Bevorzugt organisches Substrat, Kalkmudde und Sand
	Tiefenstufe:	In allen Tiefenstufen vorkommend
Verbreitung	1979:	Nicht vorhanden
	1989:	In einem kurzen Abschnitt südlich von Tutzing (Abschnitt 142) mit Schätzstufe 1 („sehr selten“)
	2000:	Konnte südlich von Tutzing (Abschnitt 14) und zusätzlich in drei weiteren Abschnitten nördlich von Bernried (Abschnitte 19, 21 und 22) wieder gefunden werden.
<i>Nitella syncarpa</i> CHEV.		
ökologische Ansprüche	Nährstoffe:	Vorkommen in kaum bis schwach verunreinigtem Wasser (SCHMIDT et al. 1995)
	Substrat:	Bevorzugt Sand- und Kalkmudde
	Tiefenstufe:	Flachwasserart
Verbreitung	1979:	Nicht vorhanden
	1989:	Nicht vorhanden
	2000:	In Abschnitt 20, nördlich von Bernried mit Schätzstufe 1 („sehr selten“)

<i>Nymphaea alba</i> L.	
ökologische Ansprüche	<p>Nährstoffe: Hinsichtlich der Nährstoffansprüche besitzt die Art eine weite ökologische Amplitude (HELD et al. 1984). Sie ist sehr empfindlich gegenüber mechanischer Belastung (MELZER 1988).</p> <p>Substrat: bevorzugt humose Schlammböden</p> <p>Tiefenstufe: Flachwasserart</p>
Verbreitung	<p>1979: Nicht vorhanden</p> <p>1989: In einem Abschnitt bei St. Heinrich (Abschnitt 94), Schätzstufe 1 („sehr selten“)</p> <p>2000: In der nördlichen Hälfte des Sees in 4 Abschnitten „sehr selten“ bis „selten“ (Abschnitte 93, 97, 105 und 112)</p>

<i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER	
ökologische Ansprüche	<p>Nährstoffe: Wird meist als eutraphente Art beschrieben (CASPER & KRAUSCH 1980, KOHLER et al. 1997) und indiziert in Seen einen hohen Nährstoffgehalt. Die Art wird der Indexgruppe 3,5 zugeordnet (SCHAUMBURG et al. 2001).</p> <p>Substrat: Bevorzugt humose Schlammböden.</p> <p>Tiefenstufe: In allen Tiefenstufen.</p>
Verbreitung	<p>1979: Nicht vorhanden</p> <p>1989: Nicht vorhanden</p> <p>2000: Erstmals im Starnberger See kartiert. Im Ortsbereich von Tutzing und Unterzeismering in sechs Abschnitten mit Häufigkeiten von „sehr selten“ bis „verbreitet“.</p>

<i>Tolypella glomerata</i> v. LEONH.	
ökologische Ansprüche	<p>Nährstoffe: In oligo- bis mesotrophen Gewässern (SCHMIDT et al. 1995)</p> <p>Substrat: Auf Sand oder Kalkmudde</p> <p>Tiefenstufe: In Flachwasserbereichen</p>
Verbreitung	<p>1979: Nicht vorhanden</p> <p>1989: Vorkommen in der nördlichen und südlichen Spitze des Sees (Abschnitte 49 bis 50, 95 bis 103)</p> <p>2000: Es konnten nur noch Bestände an der Nordspitze nachgewiesen werden (Abschnitte 93 bis 97, 105 und 112). Das Verschwinden im Mündungsbereich der Ostersee Ach ist verwunderlich, da das Einschwemmen der Verbreitungsorgane aus den Osterseen hier sehr wahrscheinlich ist (HENSCHEL et al. 1992).</p>

<i>Utricularia australis</i> R. BROWN	
ökologische Ansprüche	<p>Nährstoffe: In meso- bis eutrophen Gewässern (CASPER & KRAUSCH 1981)</p> <p>Substrat: –</p> <p>Tiefenstufe: Im Flachwasserbereich</p>
Verbreitung	<p>1979: Nicht vorhanden</p> <p>1989: In der Seeshaupter Bucht in einem Abschnitt (Abschnitt 101) mit Schätzstufe 1 („sehr selten“)</p> <p>2000: In der Seeshaupter Bucht in zwei Abschnitten (Abschnitte 45 und 46) mit Schätzstufe 1 („sehr selten“)</p>

4.2 Makrophyten-Index

Mit Hilfe des Makrophyten-Index (MELZER 1988) kann die Nährstoff-Belastung des Litorals beschrieben und in einer Karte mit Farben dokumentiert werden. Dadurch sind Belastungsschwerpunkte leicht zu erkennen, selbst kleinräumige und diffuse Nährstoffquellen sind lokalisierbar – somit liefert die Methode wertvolle Hinweise für eine Gewässersanierung.

Der Starnberger See ist der erste See Bayerns, an dem in einem Zeitraum von 20 Jahren drei Makrophyten-Kartierungen durchgeführt wurden. Mit Hilfe des Makrophyten-Index ist es nun möglich, die Nährstoffentwicklung des Litorals übersichtlich zu dokumentieren und die Werte zu vergleichen. Falls nicht anders angegeben, wird die Abschnittsnummerierung des Jahres 2000 verwendet.

Von den 35 Makrophyten-Arten, die bei den Untersuchungen am Starnberger See gefunden wurden, zählen 29 zu den indikativen Makrophyten (s. Tab. 3.2). Anhand dieser Arten wurde der Makrophyten-Index nach MELZER (1988) berechnet und die Werte nach der siebenstufigen Skala (s. Tab. 3.4) klassifiziert (SCHAUMBURG et al. 2001).

Für das Jahr 1979 erkennt man eine deutliche Nährstoffbelastung der Uferzone (Abb. 4.20), die besonders entlang des Westufers bei vielen Abschnitte „erheblich“ bis „stark“ war. Insgesamt fielen 21 % der Uferlänge in diese beiden Indexklassen. Am Ostufer waren weite Uferstrecken „mäßig-erheblich“ belastet. Lediglich in der Seeshaupter Bucht, nördlich und südlich von St. Heinrich sowie am Nord-Ende des Sees in der Starnberger Bucht fanden sich Bereiche mit geringer Belastung.

Innerhalb der darauf folgenden zehn Jahre änderte sich die Belastungssituation. Eine auffällige Verbesserung um durchschnittlich eine Stufe konnte am Westufer festgestellt werden. Deutlich war auch der Rückgang der „erheblich“ und „stark“ belasteten Uferabschnitte: 1989 konnten nur noch 8 % der Uferlänge diesen Indexklassen zugeordnet werden. Die „gering“ belasteten Bereiche von 1979 bei St. Heinrich beziehungsweise am Nord-Ende des Sees weiteten sich bis zum Jahr 1989 weiter aus, und auch am Westufer zeigte die Makrophyten-Vegetation in einigen Abschnitten nur eine „geringe“ Nährstoffbelastung an.

Dieser Trend der Nährstoff-Entlastung setzte sich auch bis ins Jahr 2000 fort. Wie in Abb. 4.20 zu erkennen ist, nahm die Ausdehnung der „gering“ belasteten Abschnitte weiter erheblich zu: auf inzwischen 40 % der Uferlänge. Die der „mäßig-erheblich“ belasteten Abschnitte dagegen ging deutlich zurück. Am Ostufer zwischen Ambach und Berg (Abschnitt 63 bis 87) wird die Abnahme der Nährstoffbelastung besonders deutlich: Die Situation hat sich zwischen 1989 und 2000 in fast allen Abschnitten verbessert. Auch in der Starnberger Bucht von Berg bis Niederpöcking (Abschnitte 89 bis 103) und in den Uferbereichen gegenüber der Roseninsel (Abschnitte 117 und 118) konnte eine Nährstoff-Reduzierung verzeichnet werden.

In einigen dieser beschriebenen Uferbereiche hat sich die Nährstoff-Situation sogar um mindestens zwei Belastungsstufen verbessert (Abb. 4.21, Tab. 4.4). Hier kann von einer signifikanten Veränderung gesprochen werden, weil angenommen wird, dass bei einer Abweichung um zwei

Makrophytenindex des Starnberger Sees

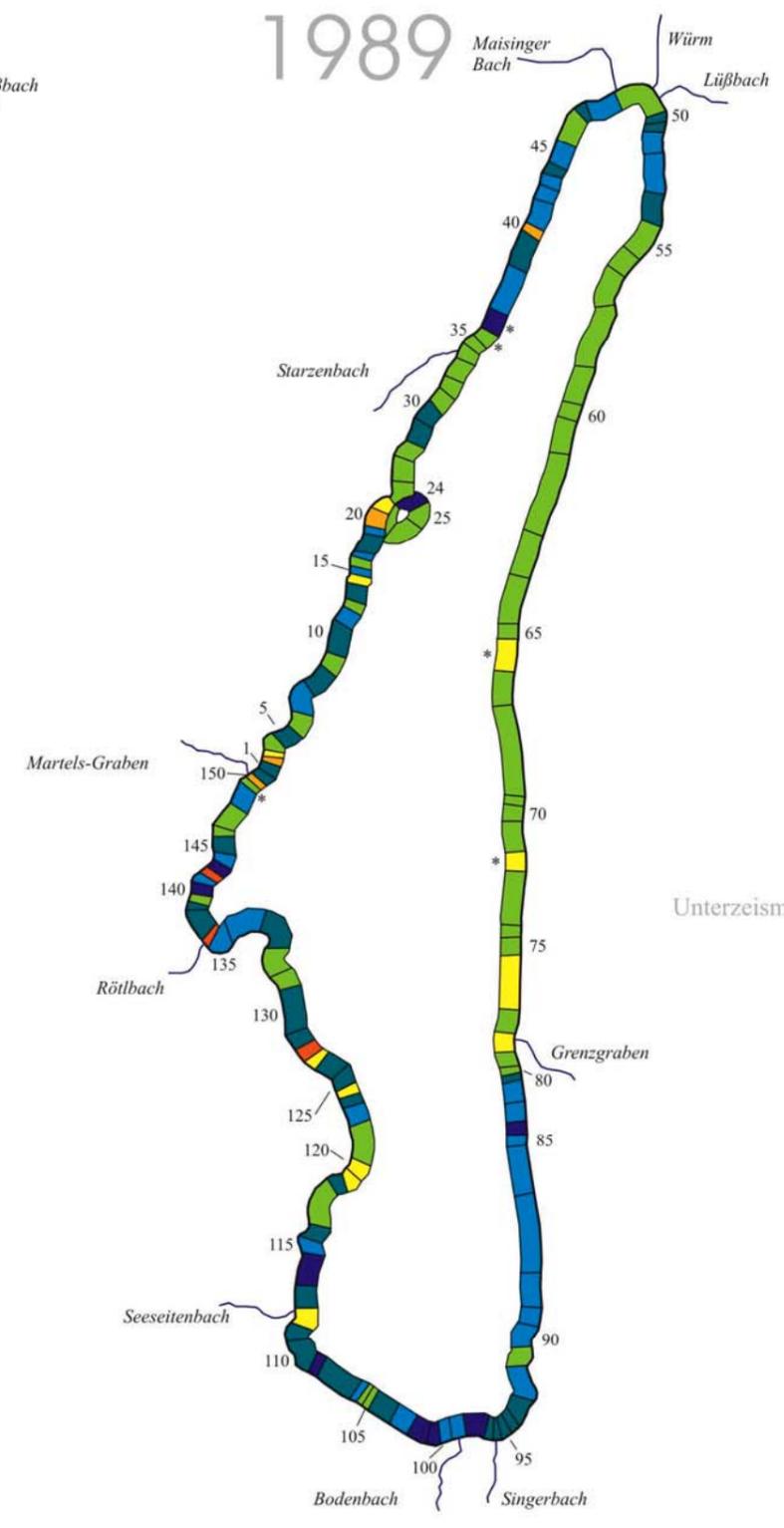
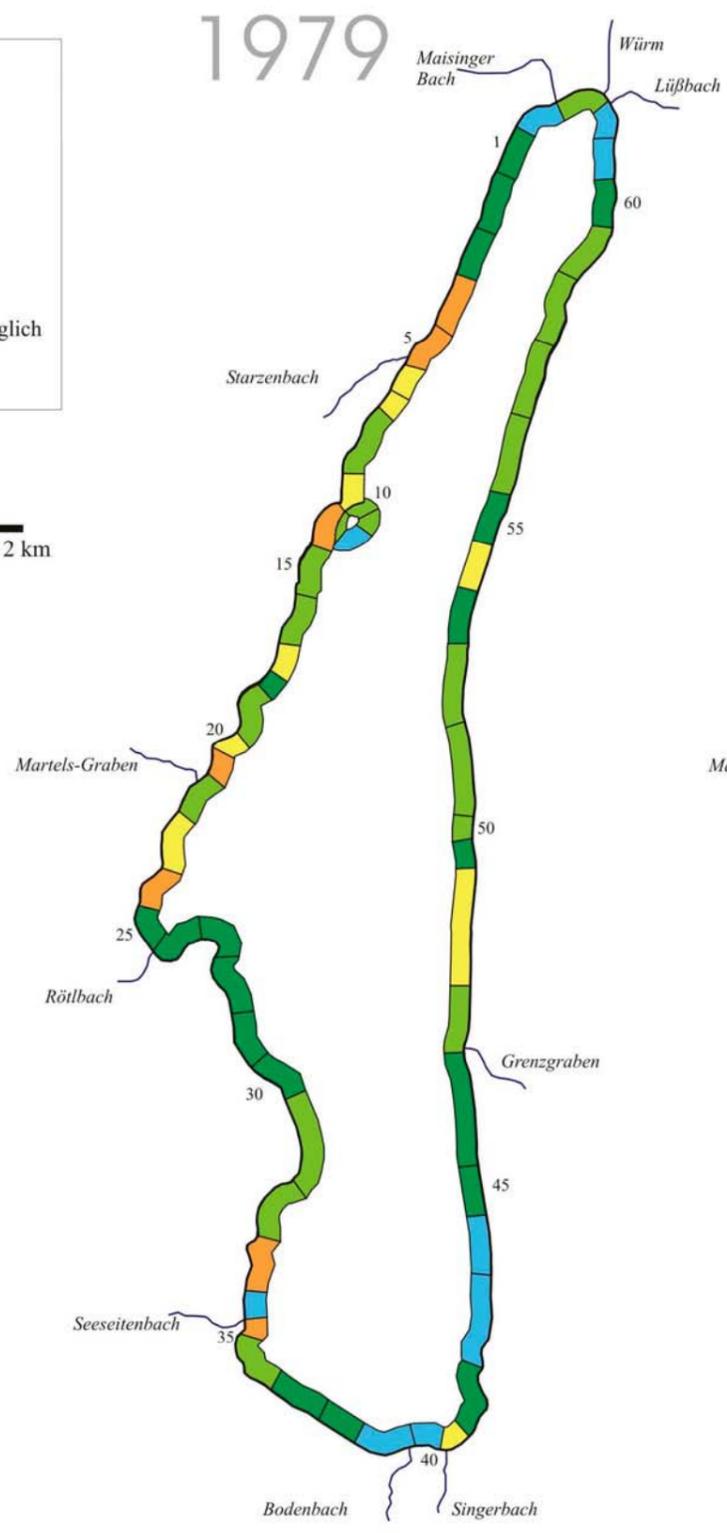


Abb. 4.20 Makrophyten-Index des Starnberger Sees in den Jahren 1979, 1989 und 2000

Stufen zufällige oder kurzfristige Schwankungen ausgeschlossen sind. Eine signifikante Verbesserung konnte auch in einigen kurzen Abschnitten im Mündungsbereich von Gräben und eines Rohrs beobachtet werden (Abschnitt 24, Graben aus einer Weiherkette nördlich Bernried; Abschnitt 102, verrohrter Bach bei Niederpöcking; Abschnitt 128, Graben nördlich von Garatshausen). Hier lagen „sehr starke“ bis „erhebliche“ Nährstoff-Belastungen vor, die sich im Laufe der Jahre um mindestens zwei Belastungsklassen reduzierten. Insgesamt ergab sich beim Vergleich der Jahre 1989 und 2000 auf 20 % der Uferlänge eine signifikante Verbesserung der Nährstoffbelastung.

Bei einigen Uferabschnitten verschlechterte sich die Nährstoffsituation zwischen 1989 und 2000. Bei 5 % der Uferlänge konnte sogar eine signifikante Verschlechterung des Makrophyten-Index – das heißt, eine Veränderung um mindestens zwei Belastungsstufen – beobachtet werden (Tab. 4.4, Abb. 4.21). Diese Abschnitte befinden sich ausschließlich am stärker genutzten Westufer zwischen Possenhofen und Seeshaupt. In fast allen Abschnitten ist die Zunahme der Nährstoffbelastung auf einmündende Bäche oder Gräben zurückzuführen. In Tutzing, Abschnitt 9, münden der Martlsgraben und fünf Rohre; in den Abschnitten 13, 14 und 17 bei Unterzeismering führen Drainage-

Tab. 4.4 Abschnitte, in denen sich die Nährstoffbelastung zwischen 1989 bis 2000 signifikant verbessert bzw. verschlechtert hat.

Abschnitt (2000)	Belastungsgrad		Verbessert	Abschnitt (2000)	Belastungsgrad		Verschlechtert
	1989	2000			1989	2000	
5	mäßig-erheblich	gering	++	9	gering	mäßig-erheblich	--
6	stark	mäßig-erheblich	++	13	sehr gering; gering	erheblich	--- (-)
24	sehr stark	mäßig-erheblich	+++	14	sehr gering; gering	erheblich	--- (-)
30	mäßig-erheblich	gering	++	17	gering	erheblich	---
63	mäßig-erheblich	gering	++	27	mäßig	erheblich	--
64	erheblich; mäßig-erheblich	gering	++(+)	44	gering	mäßig-erheblich	--
65	erheblich	gering	+++	45	sehr gering	mäßig	--
66	mäßig-erheblich	gering	++	105	gering	mäßig-erheblich	--
70	mäßig-erheblich	gering	++	109	mäßig-erheblich	stark	--
72	mäßig-erheblich	gering	++	123	gering	mäßig-erheblich	--
73	mäßig-erheblich	gering	++				
74	mäßig-erheblich	gering	++				
76	erheblich	mäßig	++				
89	mäßig-erheblich	gering	++				
90	mäßig-erheblich	gering	++				
95	mäßig-erheblich	gering	++				
98	mäßig-erheblich	gering	++				
102	stark	mäßig	+++				
107	mäßig-erheblich	gering	++				
108	mäßig-erheblich	gering	++				
111	mäßig-erheblich	gering	++				
115	mäßig-erheblich	gering	++				
117	erheblich	mäßig	++				
118	erheblich; stark	mäßig	++(+)				
128	erheblich	mäßig	++				

Legende:

- + Verbesserung um je eine Stufe
- Verschlechterung um je eine Stufe

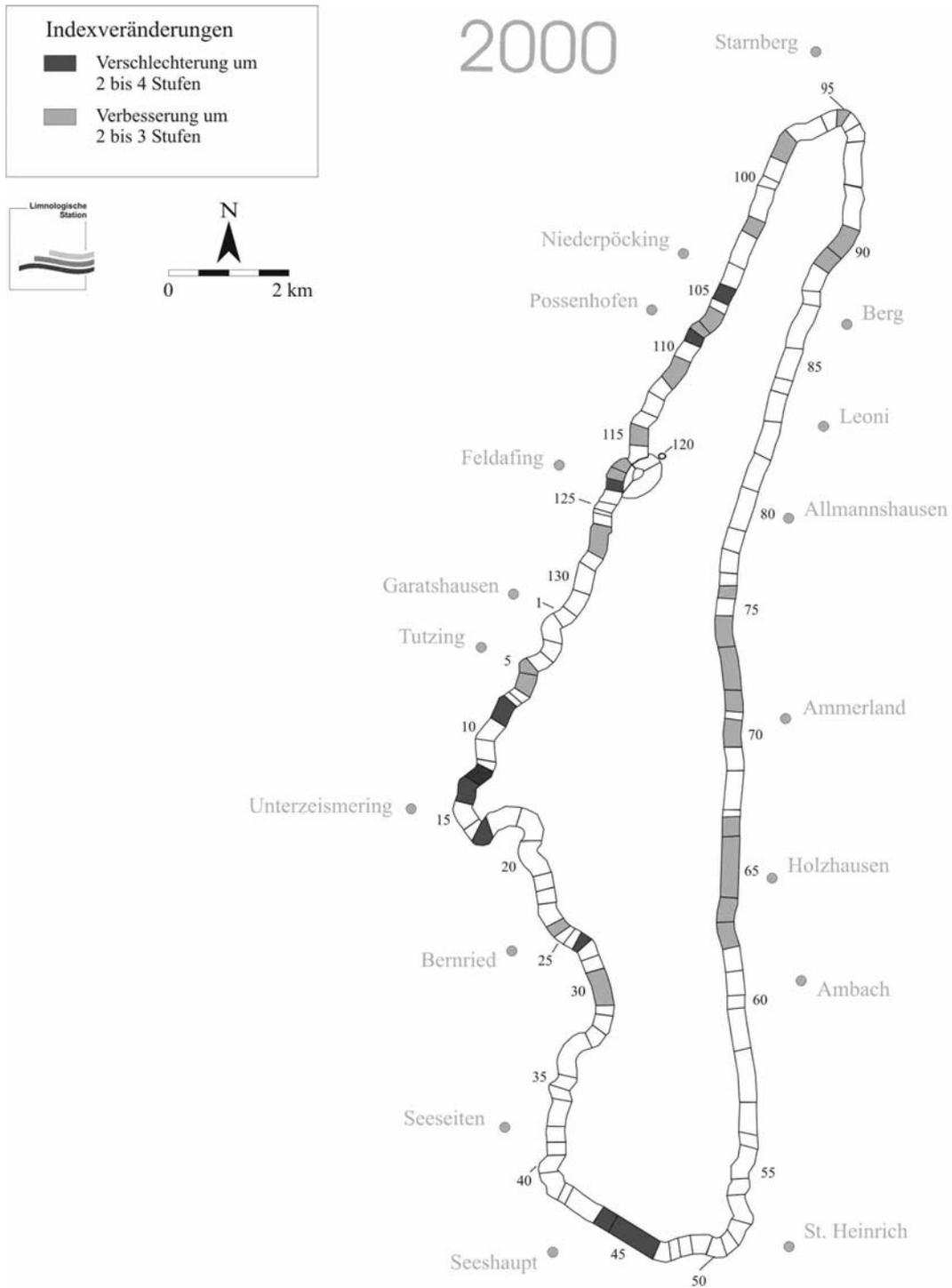


Abb. 4.21 Abschnitte, deren Makrophytenindex sich von 1989 bis 2000 signifikant verbessert bzw. verschlechtert hat

gräben aus Grünlandflächen in den See. Denkbar ist hier auch ein diffuser Nährstoffeintrag aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen. Am Dampfersteg bei Bernried (Abschnitt 27) leitet ein Rohr Wasser aus einer kleinen Weiherkette in den See. In Abschnitt 44 und 45, im Gemeindegebiet von Seeshaupt, konnte eine signifikante Verschlechterung der Nährstoffsituation im Litoral beobachtet werden. Eventuell führt ein diffuser Nährstoffeintrag aus dem Siedlungsgebiet zu dieser Belastung. Nach Auskunft der Gemeinde Seeshaupt münden in diesem Bereich mehrere Rohre des Regenwasser-Kanals, deren Abflusswasser ebenfalls zur Nährstoff-Belastung beitragen kann. In Abschnitt 105, nördlich von Possenhofen, führt ein Graben in den See, auch dieser ist eine mögliche Ursache für die Belastung des Litorals mit Nährstoffen. Bei Possenhofen, Abschnitt 109, mündet der Starzenbach, nördlich der Roseninsel in Abschnitt 123 ein Graben, der möglicherweise nährstoffreiches Drainagewasser des angrenzenden Golfplatzes mit sich führt.

In fast allen Abschnitten, die eine signifikante Verschlechterung aufweisen, wurden neben den typischen Nährstoffzeigern auch oligotrophente Characeenbestände mit Häufigkeiten zwischen „selten“ und „häufig“ kartiert. Der Grund für diesen scheinbaren Widerspruch liegt darin, dass die Nährstoffbelastung zwar das Aufkommen nährstoffliebender Arten ermöglicht – was sich auch im erhöhten Makrophyten-Index widerspiegelt –, jedoch noch nicht lange genug andauerte, um die nährstoffmeidenden Arten dieser Abschnitte vollständig zu verdrängen. In den Abschnitten 17, 27 und 109 waren nur lichte Bestände von Characeen vorhanden. Hier besteht offenbar schon eine länger anhaltende Nährstoffbelastung.

Der mittlere Makrophyten-Index

Aus den Belastungsgraden der einzelnen Uferabschnitte kann der mittlere Makrophyten-Index berechnet werden; dieser liefert einen Mittelwert über die Nährstoff-Belastung des gesamten Litorals. Um kurze Abschnitte nicht überzubewerten, gehen dabei die Abschnittslängen in die Berechnung mit ein (Gleichung 3.2). Die Ergebnisse sind in Abb. 4.22 dargestellt. Zu beobachten ist eine kontinuierliche Abnahme des mittleren Makrophyten-Index: Im Jahr 1979 wurde ein Wert

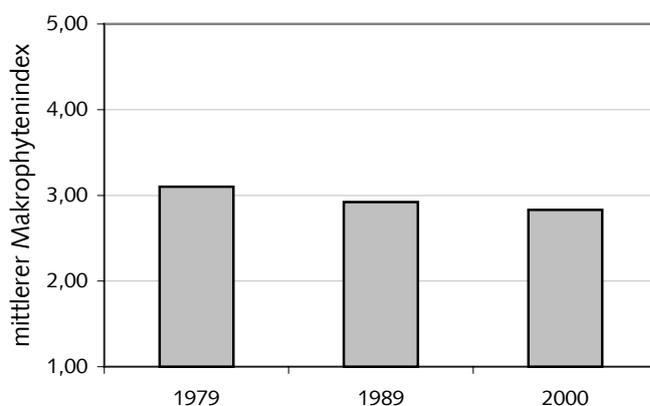


Abb. 4.22 Mittlerer Makrophyten-Index des Starnberger Sees der Jahre 1979, 1989 und 2000

von 3,10 errechnet, bis zum Jahr 1989 verbesserte sich dieser auf 2,92 und bis 2000 auf 2,83. Die Nährstoff-Belastung des gesamten Litorals des Starnberger Sees im Jahr 2000 kann nach SCHAUMBURG et al. (2001) als „mäßig“ eingestuft werden, das bedeutet, der See entspricht der Trophiestufe „mesotroph 1“ (vgl. Tab. 3.4). Die Berechnung von 1989 ergab zwar eine Einordnung in die gleiche Bewertungs-kategorie, doch die Werte lagen sehr

nahe an der Grenze zu „mäßig-erheblich“, was der Trophiestufe „mesotroph 2“ entspricht. Im Jahr 1979 war die Nährstoff-Belastung des gesamten Litorals als „mäßig-erheblich“ eingestuft worden.

Nach dem Modell von MELZER (1988) kann über den mittleren Makrophyten-Index (x) auf den Gesamt-Phosphorgehalt (y) zum Zeitpunkt der Vollzirkulation eines Sees mit einer Standardabweichung von 5 µg P/l geschlossen werden.

Dabei gilt:

$$y = 49,33 + 11,82 x^2 - 44,66 x \quad \begin{array}{l} x = \text{Mittlerer Makrophyten-Index} \\ y = \text{Gesamt-Phosphatgehalt} \end{array} \quad \text{Gl. 4.1}$$

Setzt man die ermittelten mittleren Makrophyten-Index-Werte in die Gleichung ein, so ergibt sich für 1979 ein theoretischer Gesamt-Phosphorgehalt von 24,5 µg P/l, für 1989 ein Wert von 19,7 µg P/l und für das Jahr 2000 von 17,6 µg P/l. Vergleicht man diese berechneten mit den in diesen Jahren tatsächlich gemessenen Werten (Abb. 4.23), so ergibt sich für das Jahr 1979 eine gute Übereinstimmung: Der gemessene Gesamt-Phosphorgehalt lag bei 25 µg P/l (HENSCHEL et al. 1992). Zwischen 1983 und 1989 wurden Werte im Bereich von 30 bis 17 µg P/l gemessen – eine Reduktion des Gesamt-Phosphorgehalts war im Pelagial zu erkennen. Auch der mit Hilfe der Makrophyten-Gesellschaften errechnete Gesamt-Phosphorgehalt liegt niedriger als der aus dem Jahr 1979. Diese Tendenz setzt sich bis ins Jahr 2000 fort, fällt aber bei den gemessenen Werten

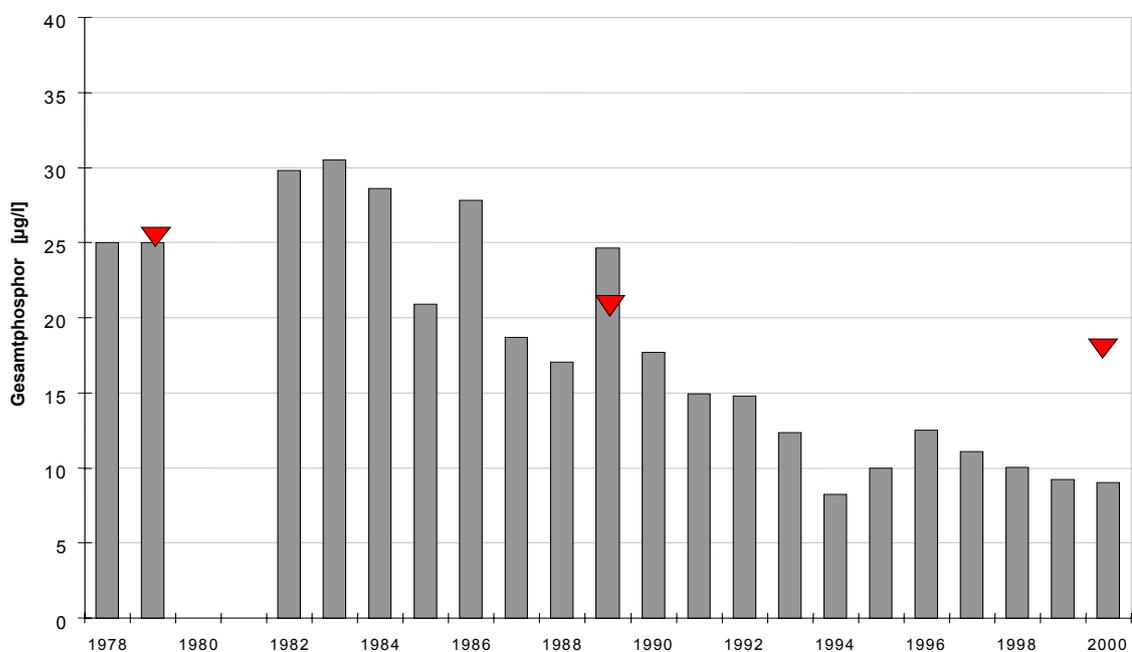


Abb. 4.23 Jahresdurchschnitt des Gesamtphosphor-Gehalts im Freiwasser des Starnberger Sees von 1978 bis 2000 (Quelle: WWA-München, unveröffentlichte Daten). Die roten Dreiecke zeigen die prognostizierten Gesamt-Phosphor-Werte nach MELZER (1988) an.

deutlich stärker aus. Ab 1994 wurden Gesamt-Phosphorgehalte gemessen, die um den Wert 10 µg P/l schwankten, während der für das Jahr 2000 errechnete Wert etwa 8 µg P/l höher liegt. Dies kann an der verzögerten Reaktion der Makrophyten auf die Nährstoff-Reduktion liegen. Zudem spielt bei diesen geringen Gesamt-Phosphorgehalten des Freiwassers der im Sediment gebundene Phosphor für die Makrophyten offensichtlich eine größere Rolle. Daher kann der Unterschied zwischen gemessenen und errechneten Werten auch ein Hinweis darauf sei, dass die Nährstoffreduktion im Sediment langsamer vor sich geht als die Abnahme des Gesamt-Phosphorgehalts im Freiwasser. Bei andauernd niedrigen Phosphorwerten im Freiwasser wird sich im Laufe der Zeit ein Gleichgewicht einstellen. Dann ist eine Übereinstimmung der gemessenen mit den prognostizierten Werten zu erwarten.

Submerse Makrophyten weisen eine artabhängige, mehr oder weniger hohe Toleranz hinsichtlich der Nährstoff-Konzentrationen des Freiwassers und des Sediments auf (SCHNEIDER 2000). Selbst wenn eine Reduktion der Nährstoffe dazu führt, dass die für die Art optimalen Nährstoff-Konzentrationen unterschritten werden, kann die Pflanze nach wie vor existieren.

Insbesondere im Bereich geringer Nährstoffkonzentrationen beeinflussen Störungen – wie beispielsweise die Aufwirbelung von Sediment durch Bootsverkehr, Trittbelastung sowie Tierfraß – die Besiedelung eines Gewässers durch submerse Makrophyten in hohem Maße. Selbst wenn die Nährstoffkonzentrationen unterhalb des jeweiligen artspezifischen Optimums liegen, können schnellwüchsige Arten diese gestörten Bereiche rasch besiedeln. Auch andere Arten können häufiger auftreten, als es dem Nährstoffstatus des Gewässers entspricht; Beispiele sind *Elodea canadensis* und *E. nuttallii*, die sich aus einzelnen Sprossstücken regenerieren.

Aufgrund der langen theoretischen Wasser-Erneuerungszeit des Starnberger Sees (21 Jahre), und damit auch der überdurchschnittlichen Verweildauer der eingetragenen Nährstoffe, können die Auswirkungen der Sanierungsmaßnahmen erst nach einem sehr langen Zeitraum festgestellt werden. Trotz der erheblichen Reduzierung des Phosphoreintrags durch die Hauptzuflüsse seit 1979 sank der Gesamt-Phosphor-Gehalt des Sees nur in relativ geringem Maße. In stark durchflossenen Seen – wie zum Beispiel dem Chiemsee, mit seiner Wasser-Erneuerungszeit von 1,3 Jahren – wird eine Reduktion der aus punktuellen und diffusen Quellen stammenden Nährstoffe erheblich schneller sichtbar.

4.3 Zusammenfassende Uferbeschreibung mit Hinweisen für wasserwirtschaftliches Handeln

Im diesem Kapitel folgt eine Beschreibung der durch Wasserpflanzen besiedelten Uferbank. Von Interesse sind dabei Struktur und Sediment, der Einfluss der Ufernutzung sowie die Auswirkungen der Zuflüsse und Einleiter. Dafür wurde das Ufer in Bereiche unterteilt, die hinsichtlich Morphologie und Nährstoffsituation relativ einheitlich sind. Diese Kartenausschnitte werden auf den folgenden Seiten vorgestellt. Die jeweils beschriebenen Uferbereiche, sind durch Begrenzungsstriche

markiert. Da in den Karten belastete Uferabschnitte und damit Verschmutzungsquellen gesondert markiert sind, gibt dieses Kapitel wertvolle Hinweise für die Planung von gezielten Sanierungsmaßnahmen.

Dargestellt wird die Nährstoff-Belastung im Litoral mit den Abschnittsgrenzen der Tauchkartierung des Jahres 2000. Grün- und Blaualgen-Vorkommen sind mit einem orangefarbenen Punkt gekennzeichnet. Wurde die Belastung lokal durch einen Einleiter verursacht, ist die Markierung direkt vor die Belastungsquelle gesetzt, ansonsten in die Mitte des jeweiligen Abschnitts. Kartierabschnitte, in welchen sich die Nährstoff-Belastung im Vergleich zum Jahr 1989 signifikant – also um mindestens zwei Belastungsgrade – verschlechterte, erhielten ein Ausrufezeichen. Die Analysewerte der größeren Zuflüsse (Daten des WWA-München) zeigen den Verlauf der Phosphorkonzentrationen (SRP-P und Gesamt-P) im Zeitraum der drei Tauchkartierungen.

Die Uferbeschreibung beginnt an der nördlichen Gemeindegrenze von Tutzing. An dieser Stelle wurde im Jahr 2000 die Kartierung begonnen, sie erfolgte in Richtung Süden.

Von Tutzing bis zum Karpfenwinkel (Abschnitte 1 bis 18)

Die erste Hälfte des Bereichs zwischen Tutzing und Karpfenwinkel (Abb. 4.24) wird durch die Uferpromenade der Gemeinde Tutzing geprägt. Die Ufer sind mit Beton- oder Steinmauern befestigt, es herrscht grobkiesiges bis kiesiges Sediment vor, das in 2 m Tiefe von Kalkschlamm abgelöst wird. Es sind auffällig viele Dreikantmuscheln in allen Tiefenstufen zu finden. Die Tiefenverbreitungsgrenze der Makrophyten-Vegetation bilden *Nitellopsis obtusa* und *Chara globularis*, die bis in 6 m Tiefe vordringen.

In den zwei Badeanstalten im Norden von Tutzing sind aufgrund der mechanischen Belastung durch Badende Trittschäden in der Flachwasserzone vorhanden. Die starke Veralgung, die ein kleiner Bach nördlich des Freibades elf Jahre zuvor noch verursachte, konnte im Jahr 2000 nicht mehr beobachtet werden. Vor den Stegen innerhalb der Bucht hat sich jedoch eine eutraphente Vegetation mit *Zannichellia palustris* und *Potamogeton pectinatus* ausgebildet. Zwischen Nordbad und Kalkgraben führt ein Rohr in den See (Abschnitt 3), das die Ursache für den hohen, eine starke Veralgung hervorrufenden Nährstoffgehalt des Wasser zu sein scheint. Schon 1989 wurde in diesem Uferbereich Aufwuchs mit fädigen Grünalgen festgestellt.

Die sich nach Süden bis zum Dampfersteg anschließende Bucht wird durch zahlreiche Liegeplätze für Segelboote und Yachten geprägt. Wie schon in den Jahren zuvor ist hier der Gewässergrund stark durch Müll und Unrat verunreinigt. Trotz starker Nutzung konnte sich *Chara aspera* im Flachwasser-Bereich erheblich ausbreiten, was sich auch im deutlich verbesserten Makrophyten-Index widerspiegelt.

Am Dampfersteg (Abschnitt 6) mündet ein kleiner Bach, in dessen Einflussbereich, wie auch schon 1989, gut entwickelte *Zannichellia palustris*-Bestände zu finden sind.

Im anschließenden Abschnitt 7, südlich der Seeterrasse, werden alle Pflanzen von einer auffälligen Detritusauflage bedeckt, außerdem sind im Uferbereich Grünalgen zu beobachten. Ein Rohr, das in diesem Abschnitt in den See mündet, ist eventuell Ursache für diese Eutrophierung.

Nördlich des Martelsgrabens befindet sich ein kleines künstliches Hafenbecken (Abschnitt 8), in dem nur vereinzelt nährstoffliebende Pflanzen gedeihen.

Die Nährstoff-Belastung in Abschnitt 9, die innerhalb der vergangenen elf Jahre von „gering belastet“ auf „mäßig-erheblich belastet“ anstieg, kann entweder durch den Martelsgraben sowie fünf einmündende Rohre oder aber durch diffusen Eintrag aus den angrenzenden Siedlungsgebieten verursacht werden.

Zwei große Rohreinleitungen im Yachthafen neben dem Südbad Tutzing (Abschnitt 11) sowie ein Notauslass der Ringkanalisation verursachen eine relativ große Veralgung in diesem Bereich. Doch die punktuelle Nährstoff-Belastung hat keine Auswirkung auf die Makrophyten-Vegetation: Der Makrophyten-Index bescheinigt diesem Abschnitt lediglich eine „mäßige“ Nährstoffbelastung.

Zwischen dem Südbad Tutzing und Unterzeismering (Abschnitt 13, 14) münden einige Gräben und Bäche, die vermutlich nährstoffreiches Wasser in den See eintragen, denn hier haben sich eutraphente Arten wie *Potamogeton crispus*, *Potamogeton friesii* und *Elodea canadensis* angesiedelt. Diese Zuläufe steigern den Nährstoffgehalt in diesem Uferbereich signifikant. Vor elf Jahren gab es nur drei punktuelle Belastungsquellen – den Zufluss am Campingplatz und zwei Bäche am Hafenbecken von Unterzeismering –, auf deren Schwemmkegel auch heute eutraphente Arten zu finden sind.

Im Karpfenwinkel, von Unterzeismering bis zum Horn, verbreitert sich die Uferbank auf einige hundert Meter. Das sandige Sediment des Ufers geht schon in 1 m Tiefe in Kalkmudde über. Die intensive Ufernutzung geht zurück, Streuwiesen und Landröhricht reichen bis an die Wasserlinie. Zunächst prägen noch ausgedehnte Characeen-Rasen das Bild unter Wasser. Im angrenzenden Abschnitt, dem Mündungsbereich des Rötlbachs und eines weiteren Zuflusses, werden sie jedoch von *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus circinatus* und *Zannichellia palustris* verdrängt. Im Bereich der Einmündungen finden sich, wie auch schon in den Jahren zuvor, ein immenses Algenwachstum und sehr schlechte Sichtverhältnisse unter Wasser.

Der Gesamt-Phosphorgehalt des Rötlbachs ging in den vergangenen zwanzig Jahren deutlich zurück, liegt aber mit 50 µg P/l immer noch so hoch, dass sich eutraphente Pflanzenarten ansiedeln. Auch ein Bach in Abschnitt 17, der vorwiegend Grünlandflächen südlich des Karpfenwinkels drainiert, fördert in seinem Mündungsbereich das Aufkommen eutraphenter Arten. In diesem Abschnitt nahm die Nährstoff-Belastung des Litorals innerhalb der vergangenen elf Jahre signifikant zu. Im weiteren Uferverlauf Richtung Horn wird die Sicht besser, der Überzug mit fädigen Grünalgen wurde weniger, und es konnten sich wieder üppige Characeen-Bestände ausbilden.

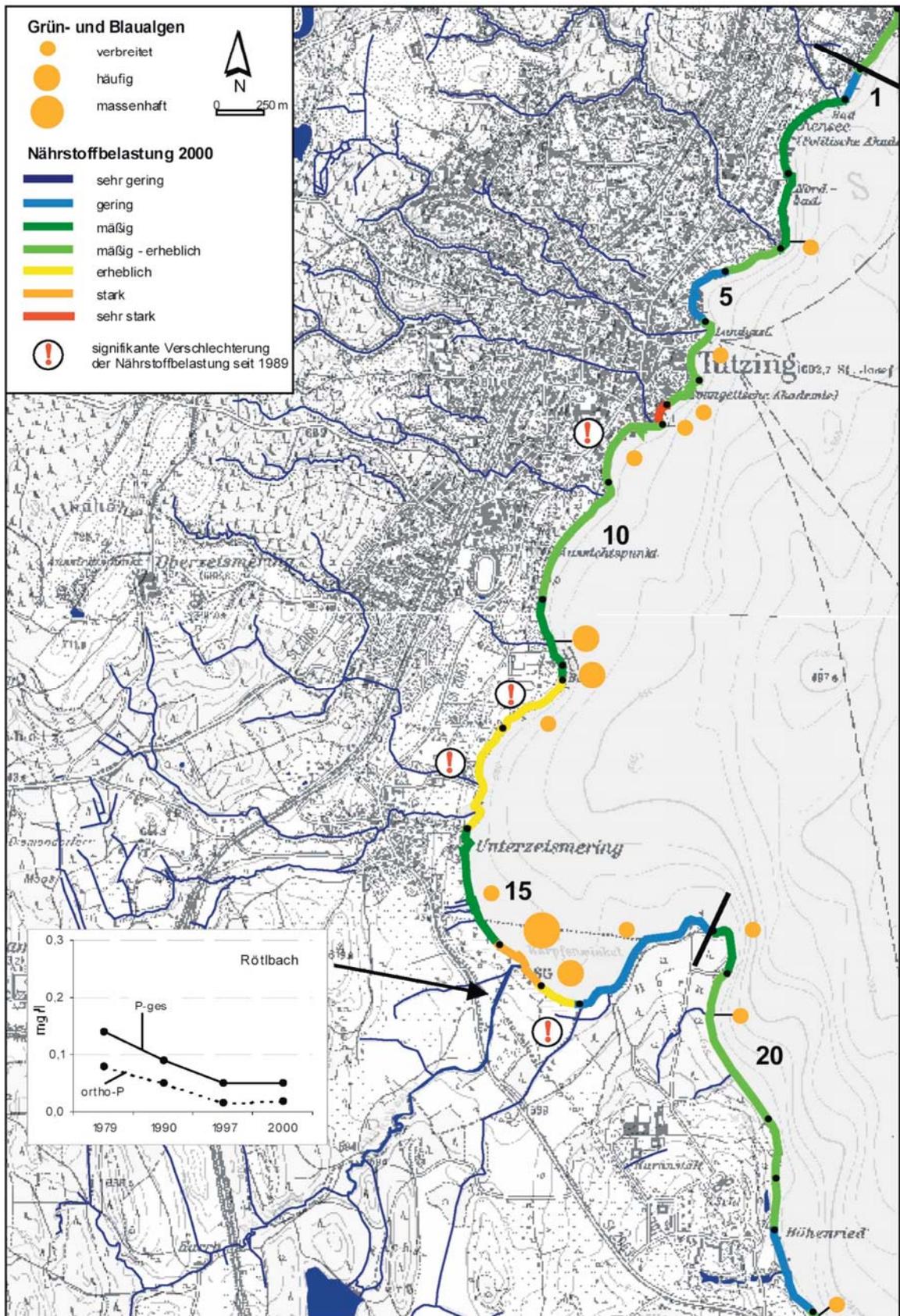


Abb. 4.24 Uferbereich von Tutzing bis zum Karpfenwinkel. Farblich markiert wurde die Nährstoffbelastung sowie das verstärkte Auftreten von Grün- und Blaualgen im See-Litoral. Die Grafik zeigt den Phosphorgehalt des Rötzbachs.

Vom Horn bis Bernried (Abschnitte 19 bis 29)

Der Uferbereich vom Landvorsprung am Horn bis Bernried (Abb. 4.25) ist durch eine natürliche Uferlinie und eine sehr geringe Nutzungsintensität gekennzeichnet. Vereinzelt sind in dem schmalen noch vorhandenen Röhrichtstreifen Bootsstege angebracht. Die Uferbank wird wieder schmaler; sie besteht aus sandig-schlammigen Sedimenten, die nur an der nördlichen Hornspitze in 1 m Tiefe von Seekreide abgelöst werden. Die Vegetationsgrenze liegt zwischen 5,5 und 6,5 m und wird von *Chara globularis* sowie *Potamogeton perfoliatus* gebildet.

Entlang des Ufers münden Einleiter und Zuflüsse aus dem Höhenrieder Park in den See. Einige fördern lokal begrenzt das Aufkommen eutraphenter Arten und die Bildung von Algenwatten. Beispiele dafür sind der nördlichste Einleiter in Abschnitt 20 und ein Zufluss aus dem Hausstätter Weiher nördlich des Yachthafens Bernried (Abschnitt 24), der schon 1989 durch vermehrte Algenbesiedlung auffiel.

Vom Horn bis Höhenried gibt es nur mäßiges Pflanzenwachstum, die vorhandenen Bestände sind zum Teil schlecht entwickelt. Der Makrophyten-Index zeigt hier eine „mäßig-erhebliche“ Nährstoffbelastung an. Im Yachthafen Bernried, im Bereich um das Bootshaus herum, bildet *Potamogeton pectinatus* besonders dichte gut entwickelte Bestände, die Vegetation endet aber schon in 4 m Tiefe. Im gesamten Hafenbecken sind Grünalgenwatten „häufig“ zu finden. Auch am Dampfersteg von Bernried (Abschnitt 27) ist außer *Potamogeton pectinatus* nur wenig Vegetation vorhanden. Innerhalb der vergangenen elf Jahre nahm die Nährstoff-Belastung signifikant zu. Diese wird möglicherweise durch einen Einleiter verursacht, der mehrere Teichanlagen durchfließt. Am Gewässerboden ist hier, wie auch im Yachthafen, Müll zu finden.

Weiter südlich befindet sich eine kleine Ansammlung von Bootshäusern und -stegen (Abschnitt 29). Zwischen den Häusern mündet ein Rohr aus einem naheliegenden Teich, der offensichtlich eine Nährstoffquelle darstellt, da es an dieser Stelle im See zur Ausbreitung von Grünalgen und *Zanichellia palustris* kommt.

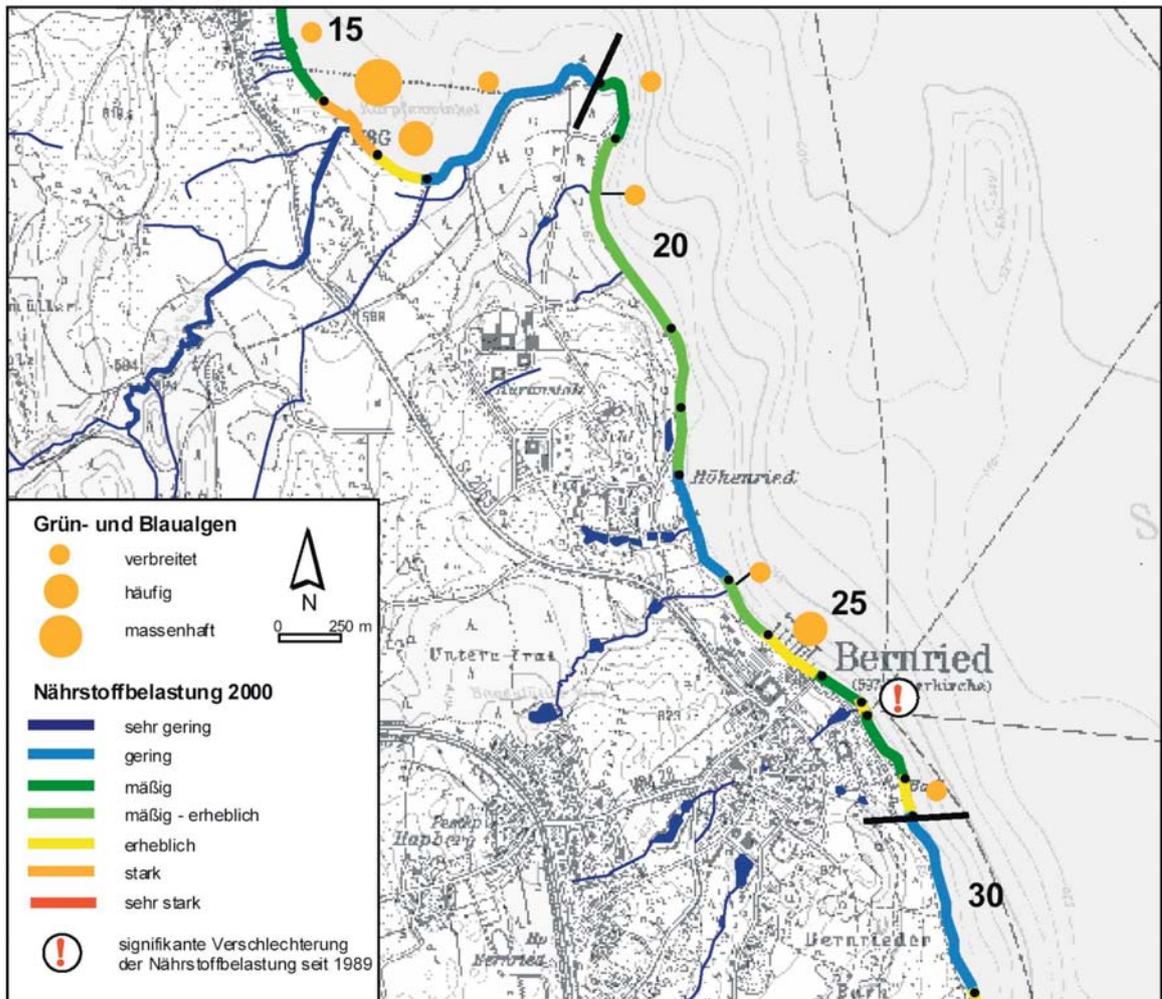


Abb. 4.25 Uferbereich vom Karpfenwinkel bis Bernried. Farblich markiert wurde die Nährstoffbelastung sowie das verstärkte Auftreten von Grün- und Blaualgen im See-Litoral.

Von Bernried bis Seeshaupt (Abschnitte 30 bis 42)

Zwischen Bernried und Seeshaupt (Abb. 4.26) begleiten naturnahe Wälder, Grünlandflächen und Streuwiesen das Ufer auf weiten Strecken. Es ist unbefestigt, nur wenige Badestellen und Bootsstege sind zu finden. Aufgrund der geringen Störungen besteht noch eine weitgehend intakte Röhrichtzone. Kalk- und Sandmudde bilden die Sedimente, sowohl im Flachwasserbereich wie auch in den tieferen Gewässerbereichen. In Abschnitt 31 trifft man auf eine seltene, extreme Ufermorphologie: In 1 m Tiefe fällt das Ufer plötzlich 2 bis 4 m senkrecht in die Tiefe. Die Wände des Steilabbruchs bestehen zum Teil aus einer mächtigen Torfschicht (HENSCHEL et al. 1992). Die Vegetationsgrenze im See steigt hier auf 4,5 m an, in den übrigen Abschnitten liegt sie in 6 bis 6,5 m Tiefe.

Im Bereich des Steilabbruchs findet sich aufgrund der besonderen Sedimentbeschaffenheit nur eine spärliche Vegetation. Nur *Potamogeton pectinatus* konnte sehr gut entwickelte Bänder ausbilden. Auf der übrigen Uferstrecke weisen gut entwickelte Characeen-Felder mit *Chara aspera* im Flachwasser und *Chara globularis* und *Nitellopsis obtusa* im Tiefenbereich auf eine verhältnismäßig gute Wasserqualität hin. Ausnahmen hiervon sind die Uferabschnitte im Bereich der Mündung des Seeseitenbachs (Abschnitt 39) und am Teehaus südlich des Bernrieder Parks (Abschnitt 33). In beiden Fällen wurden starke Vorkommen von Grün- und Blaualgen festgestellt. Im Mündungsbereich des Seeseitenbachs drangen sie bis in 4 m Tiefe vor. Große Vorkommen der eutraphenten Arten *Potamogeton crispus*, *Potamogeton friesii*, *Ranunculus circinatus* und *Elodea canadensis* belegen die große Nährstoff-Fracht des Bachwassers. Der Seeseitenbach stellt schon über einen längeren Zeitraum eine Nährstoffquelle dar. Seit 1979 bringt er mit Werten von 180 bis 190 µg P/l erhebliche Phosphormengen in den Starnberger See. Im Zuflussbereich des Rußgrabens (Abschnitt 35) und eines kleinen Grabens nördlich davon weisen Grünalgen auf eine Nährstoff-Belastung hin. Hier handelt es sich offenbar um einen erst seit kurzem existierenden Nährstoffeintrag, auf den die Makrophyten-Vegetation bislang noch nicht reagiert hat.

Im Segelhafen von Seeseiten (Abschnitt 40) treten Grünalgen und eutraphente Pflanzenarten auf, sie indizieren eine Nährstoff-Belastung des Litorals.

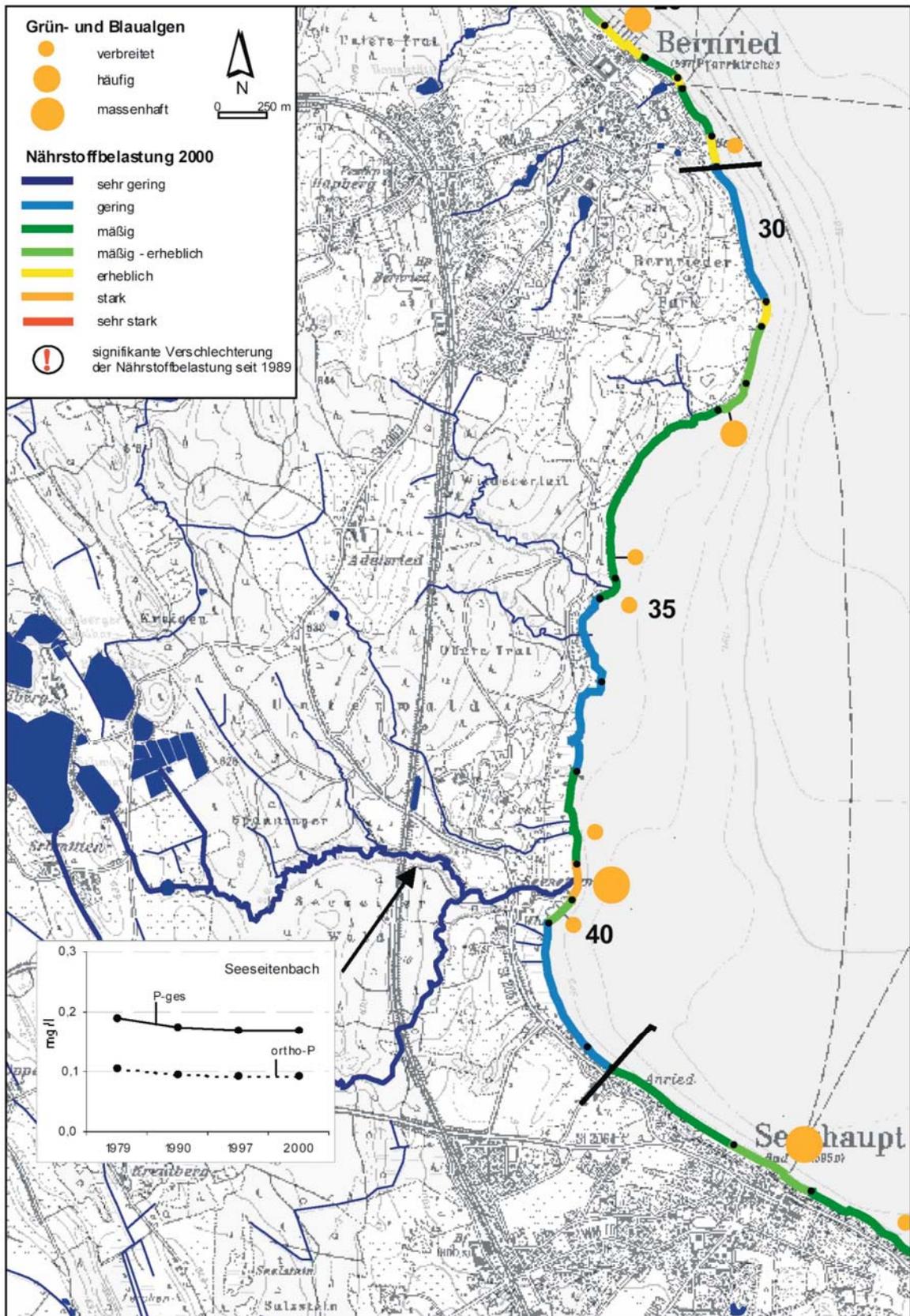


Abb. 4.26 Uferbereich von Bernried bis Seeshaupt. Farblich markiert wurde die Nährstoffbelastung sowie das verstärkte Auftreten von Grün- und Blaualgen im Sec-Litoral. Die Grafik zeigt den Phosphorgehalt des Seeseitenbachs.

Von Seeshaupt bis St. Heinrich (Abschnitte 43 bis 51)

An das im Bereich der Gemeinde Seeshaupt (Abb. 4.27) stark genutzte und verbaute Ufer schließt östlich des Yachthafens ein Vogelschutzgebiet an. Sowohl an Land wie auch im Wasser sind noch ausgedehnte Röhrichfelder vorhanden. Ab Seeshaupt verbreitert sich die Uferbank schnell auf einige hundert Meter. In dieser sehr flachen Bucht reichen sandige und insbesondere schlammige Sedimente bis an die Uferlinie.

Nährstoff-meidende Arten, vor allem Characeen, dominieren im Jahr 2000 wie bereits 1989 den Uferabschnitt zwischen Seeshaupt und St. Heinrich. Im gesamten Bereich zieht sich unterhalb einer Wassertiefe von 4 m ein Band aus *Nitellopsis obtusa* und *Chara globularis* entlang. Die Vegetationsgrenze, die 1989 bei 5 m lag, hat sich in die Tiefe verschoben. Im Jahr 2000 lag sie zwischen 6,5 und 7 m. Die Nährstoff-Belastung des Litorals hat sich im Laufe der vergangenen Jahre kaum verändert. Mit Ausnahme des Uferbereichs um den Landungssteg (Abschnitt 44) und des Mündungsbereichs des Singerbachs (Abschnitt 50) weisen die Abschnitte geringe bis mäßige Belastungsgrade auf.

Um den Landungssteg in Seeshaupt waren massenhafte Grünalgenwatten bis in 5 m Tiefe zu finden. Auch das häufige Auftreten von *Zannichellia palustris* und *Potamogeton pusillus* sowie der Rückgang von *Chara aspera* weisen auf eine erhöhte Nährstoff-Konzentration hin. Im Vergleich zum Jahr 1989 hat sich hier die Belastung signifikant verschlechtert. Ein Uferbereich (Abschnitt 44), der 1989 nur „gering“ belastet war, weist jetzt eine „mäßig-erhebliche“ Belastung auf. Auch in einem Teilbereich des Abschnitts 45 konnte eine signifikante Verschlechterung festgestellt werden. Hier änderte sich die Nährstoff-Belastung von „sehr gering“ im Jahre 1989 auf „mäßig“ im Jahr 2000.

Grünalgenvorkommen traten auch in Abschnitt 50, dem Mündungsbereich des Singerbachs auf, der sowohl Moore wie auch forst- und landwirtschaftliche Nutzflächen entwässert. Aufgrund der schlechten Unterwasser-Sichtverhältnisse im Mündungsbereich kann auf eine große Schwebstofffracht des Bachwassers geschlossen werden. Diese kann auf Oberboden-Abtrag im Einzugsgebiet hinweisen, was wiederum den erhöhten Phosphoreintrag in den Starnberger See erklären würde. Seit 1979 hat sich an der Makrophyten-Vegetation dieses Uferabschnitts wenig geändert. Der Makrophyten-Index bescheinigte dem Abschnitt schon damals eine „erhebliche“ Belastung.

Im Gegensatz dazu führt die Ostersee Ach (Bodenbach), deren Einzugsgebiet vorwiegend im Naturschutzgebiet „Osterseen“ liegt, nur die natürliche Grundlast von etwa 6 µg P/l Gesamtphosphor mit sich. In ihrem Mündungsbereich spiegelt der Makrophyten-Index die geringe Belastung des Bachwassers eindeutig wider. Wie auch schon in den Jahren zuvor fehlen eutraphente Arten in diesem Bereich völlig, Characeen-Rasen reichen bis an die Uferlinie.

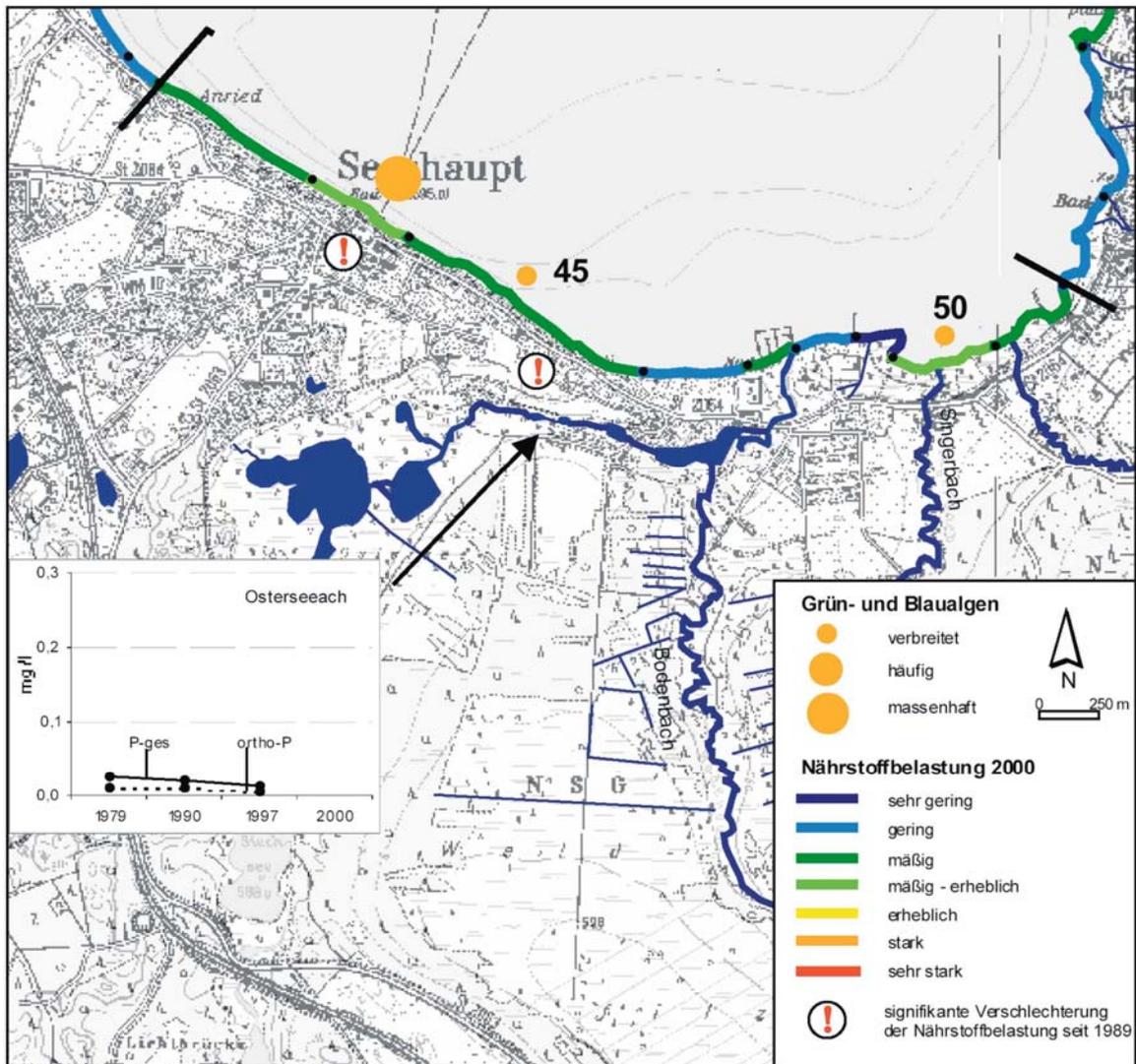


Abb. 4.27 Uferbereich von Seeshaupt bis St. Heinrich. Farblich markiert wurde die Nährstoffbelastung sowie das verstärkte Auftreten von Grün- und Blaualgen im See-Litoral. Die Grafik zeigt den Phosphorgehalt der Ostersee Ach.

Von St. Heinrich bis Ammerland (Abschnitte 52 bis 71)

Von St. Heinrich bis Ambach (Abb. 4.28) ist die Uferbank noch breit und fällt nur allmählich ab. Bis in 2 m Tiefe findet man sandige Sedimente, die nach unten vom Kalkschlamm abgelöst werden. In dem sich in Richtung Norden anschließenden Uferabschnitt verschmälert sich die Uferbank und fällt steil in die Tiefe. Grobkies und Steine bilden das Sediment, Feinanteile sind zum Großteil ausgewaschen.

Entlang des Ufers erstreckt sich überwiegend Wald, das Gebiet ist nur dünn besiedelt. Nördlich von St. Heinrich münden einige schmale Gräben aus der angrenzenden Moräne in den See; diese rufen aber keine Eutrophierungs-Erscheinungen, wie zum Beispiel Grünalgenbewuchs, hervor. Ein weitläufiges, im Sommer stark frequentiertes Erholungsgebiet charakterisiert den Uferbereich bis Ambach. Hier fallen immer wieder Trittschäden an der submersen Vegetation des Flachwasser-Bereichs auf.

Wie bereits 1989 wurde auch im Jahr 2000 die Vegetation des Flachwasser-Bereichs von *Chara aspera* beherrscht. In den tieferen Bereichen bis hin zur Vegetationsgrenze, die bei etwa 7 m liegt, dominieren *Nitellopsis obtusa* und *Chara globularis*. Verstreut finden sich *Potamogeton perfoliatus* und *Potamogeton pectinatus* in den Characeen-Rasen. Am Steilufer zwischen Ambach und Ammerland geht die Vegetation deutlich zurück. Im Gegensatz zu 1989 war *Myriophyllum spicatum* nur noch selten anzutreffen; verschiedene Characeen haben sich trotz der Wind- und Wellenexponiertheit des Ostufers ausbreiten können. Auffällig waren die Characeen-Bestände unterhalb 4 m, die es vor elf Jahren noch nicht gab. Die sich auch in einem verbesserten Makrophyten-Index widerspiegelnden Vegetationsänderungen deuten auf ein nährstoffärmeres Litoral hin.

Mit Ausnahme eines Abschnitts südlich von Ammerland weist der gesamte Bereich eine „geringe“ bis „mäßige“ Nährstoff-Belastung auf.

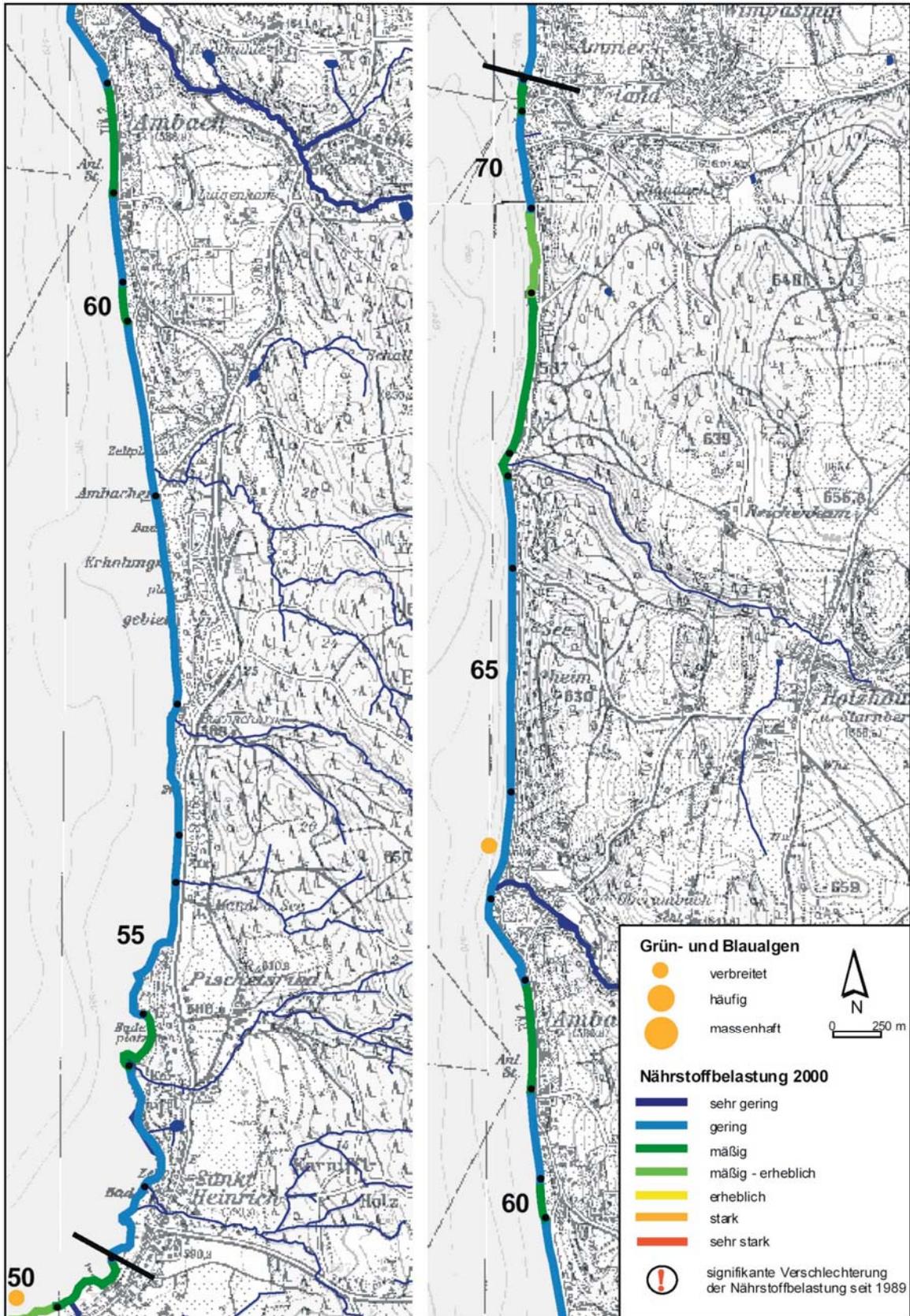


Abb. 4.28 Uferbereich von St. Heinrich bis Ammerland. Farbiger markiert wurde die Nährstoffbelastung sowie das verstärkte Auftreten von Grün- und Blaualgen im See-Litoral.

Von Ammerland bis Berg (Abschnitte 72 bis 88)

Von Ammerland bis Allmannshausen (Abb. 4.29) reicht der Laubmischwald der angrenzenden Moräne bis an das Seeufer. Weiter in Richtung Norden erstrecken sich hinter einem schmaler werdenden Waldstreifen entlang der Moräne landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die Steilheit des Ufers bleibt bis Berg bestehen; zwischen dem Naturschutzgebiet „Am Ostufer des Starnberger Sees“ und der Seeburg südlich von Allmannshausen geht diese in eine Steilwand über, und ein extremer Böschungswinkel reduziert die Uferbank auf wenige Meter. Wie in den vorangehenden Abschnitten ist das Sediment steinig und kiesig und enthält wenig Feinanteile.

Die Vegetationsgrenze, die 1989 bei etwa 5,5 m lag und von *Potamogeton perfoliatus* gebildet wurde, hat sich in die Tiefe verschoben. Im Jahr 2000 bildeten *Nitellopsis obtusa* und *Chara globularis* in 6 bis 7 m Tiefe den Abschluss der Vegetation.

Wie schon am Beginn des Steilufers zwischen Ambach und Ammerland konnte an dessen Ende bei Berg ein Rückgang der *Myriophyllum spicatum*-Bestände beobachtet werden. Trotz der ungünstigen Standortbedingungen hat sich *Chara aspera* erheblich ausgebreitet. In den Tiefenregionen setzt sich die Zunahme der Häufigkeiten von *Chara contraria* und *Chara globularis* bis Berg fort. Aber auch *Potamogeton filiformis* und *Potamogeton pectinatus* fanden sich in größere Tiefen. Diese Veränderungen schlagen sich auch in einer Verbesserung des Makrophyten-Index nieder.

Im Naturschutzgebiet „Am Ostufer des Starnberger Sees“ und im sich nördlich anschließenden Uferbereich (Abschnitte 77 und 78) war aufgrund der extremen Steilheit nur ein sehr spärlicher Bewuchs möglich. Characeen treten bei diesen Standortbedingungen kaum auf, dies hat einen hohen Wert für den Makrophyten-Index in diesem Bereich zur Folge. Andererseits fand sich hier „verbreitet“ *Ophrydium versatile*, das grüne Gallertkugeltierchen, dessen Lebensraum sehr saubere Gewässer sind (SAUER 1995). Auf Grund der morphologischen Besonderheit ist die Aussagekraft des Makrophyten-Index in diesem Abschnitt mit Vorsicht zu betrachten. Vermutlich wird eine höhere Nährstoff-Belastung angezeigt als tatsächlich vorhanden.

An den Landungsstegen in Leoni und Berg (Abschnitte 84 und 88) sind die Nährstoffbelastungen „erheblich“. Auch in den Jahren zuvor waren sie schon „mäßig-erheblich“. Ursache können sowohl die Sediment-Umlagerungen durch die Schiffsschrauben wie auch einmündende Rohre sein.

Im Schlosspark bei Berg (Abschnitt 87) mündet ein kleiner Graben – eine Teichableitung – in den See und verursachte eine starke Trübung und Veralgung. Für eine Vegetationsveränderung und das Auftreten eutrupperter Arten reichte die Nährstofffracht allerdings nicht aus.

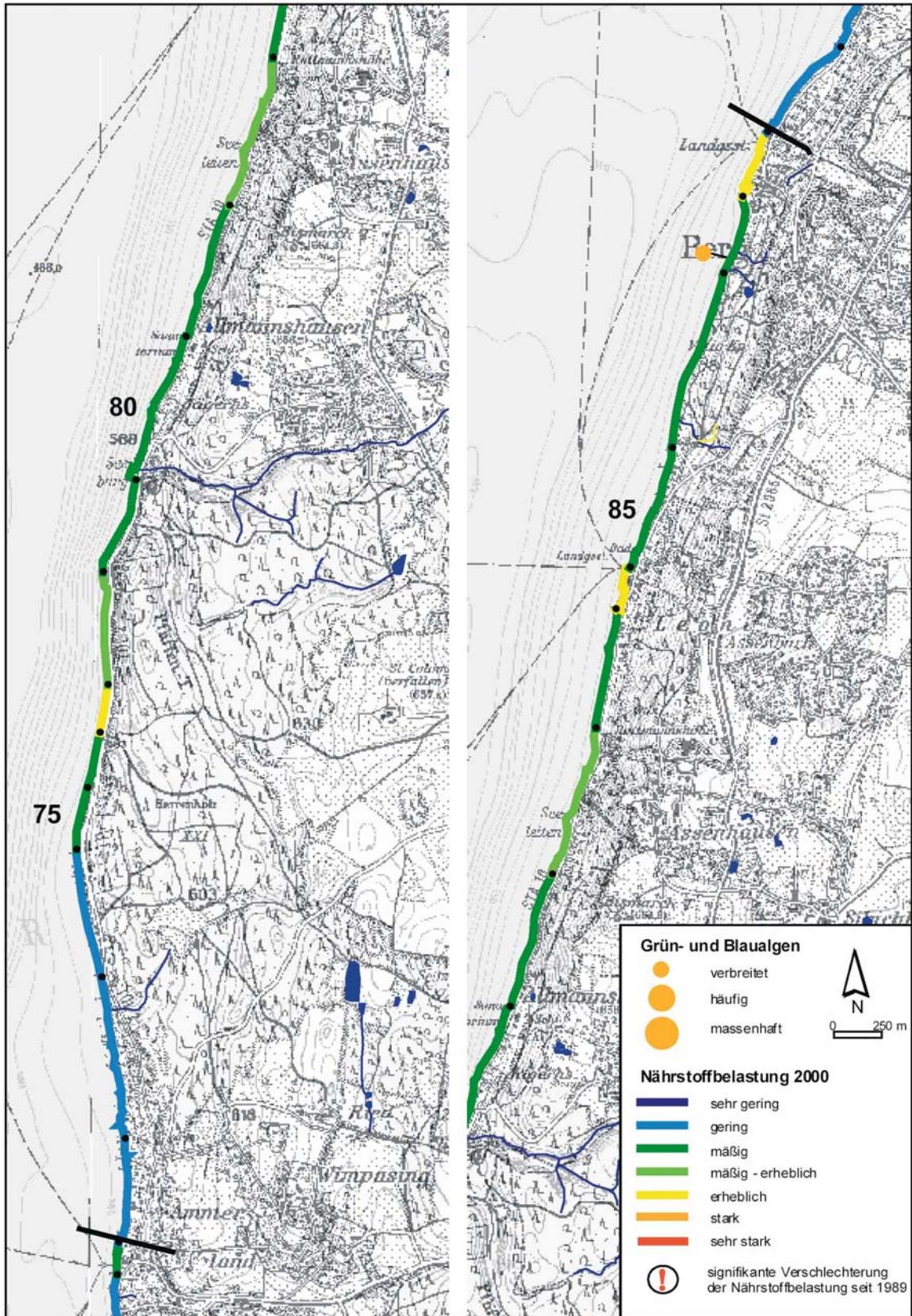


Abb. 4.29 Uferbereich von Ammerland bis Berg. Farblich markiert wurde die Nährstoffbelastung sowie das verstärkte Auftreten von Grün- und Blaualgen im See-Litoral.

Von Berg bis Niederpöcking (Abschnitte 89 bis 103)

Zwischen Berg und Niederpöcking (Abb. 4.30) nimmt im Laufe der Abschnitte die Nutzung des Uferbereichs erheblich zu. Entlang des Ufers reihen sich bis Niederpöcking Siedlungsgebiete, Badestrände und Parkanlagen, naturnahe Uferbereiche sind nicht zu finden. Am Landungssteg von Starnberg und an der anschließenden Uferpromenade liegen am Gewässergrund große Mengen Müll. Nördlich von Berg verbreitert sich die von Wasserpflanzen bewachsene Uferbank langsam wieder und erreicht bei Starnberg, gleichmäßig flach abfallend, eine Breite von einigen hundert Metern. Die Sedimente werden zunehmend sandiger. In der flachen Bucht reichen Sand- und Kalkmudden bis in die Flachwasserzone. Im Bereich der Freibäder und Badestrände waren Trittschäden an der submersen Vegetation zu beobachten. *Nitellopsis obtusa* und *Chara globularis* bildeten die Vegetationsgrenze bei 6,5 bis 7 m.

Von Berg bis zum Erholungsgelände Kempfenhausen waren im Jahr 2000, wie bereits 1989, fädige Grünalgen in zum Teil hohen Dichten zu finden. Die submerse Vegetation zeigt allerdings nur eine „geringe“ Nährstoff-Belastung an. Im Gegensatz zu früher traten jedoch „vereinzelt“ *Potamogeton crispus* und *Potamogeton friesii*, zwei Nährstoffzeiger, auf. In diesem Uferbereich münden zahlreiche Rohre in den See, deren Abfluss möglicherweise die Grünalgen-Vorkommen begünstigt. Jedoch wird durch den Makrophyten-Index keine Nährstoff-Belastung angezeigt, und in diesem Uferbereich besteht, wie schon erwähnt, nur eine „geringe“ Belastung.

Innerhalb der gesamten Bucht hat die Dominanz der Characeen in den vergangenen 20 Jahren zugenommen. Die Vorkommen von *Potamogeton perfoliatus* und *Potamogeton pectinatus* wurden dabei zurückgedrängt. Es ergaben sich auch Verschiebungen innerhalb der Häufigkeiten einzelner Characeen-Arten; Massenvorkommen einiger Arten gingen zurück. Dies kann ein Hinweis auf eine ausgeglichene und stabilere Vegetationsgemeinschaft sein. Der gesamten Bucht bescheinigt der Makrophyten-Index eine nur geringe Nährstoffbelastung. Ausnahmen sind die Mündungsbereiche des Lüßbachs und des Maisinger Bachs.

Im Zuflussbereich des Lüßbachs weisen massenhafte Grünalgenvorkommen auf eine Nährstoff-Belastung hin. Sowohl hier als auch am Maisinger Bach haben sich – trotz des erheblich zurückgehenden Phosphorgehalts des Bachwassers – eutraphente Arten im Mündungsbereich ausbreiten können, was sich auch im Makrophyten-Index widerspiegelt: Dieser zeigt eine „erhebliche“ beziehungsweise „mäßig-erhebliche“ Nährstoff-Belastung an.

In einem kleinen Hafen am Stadtrand von Starnberg (Abschnitt 100) fielen Grünalgenvorkommen und häufiges Auftreten von *Potamogeton pectinatus* auf.

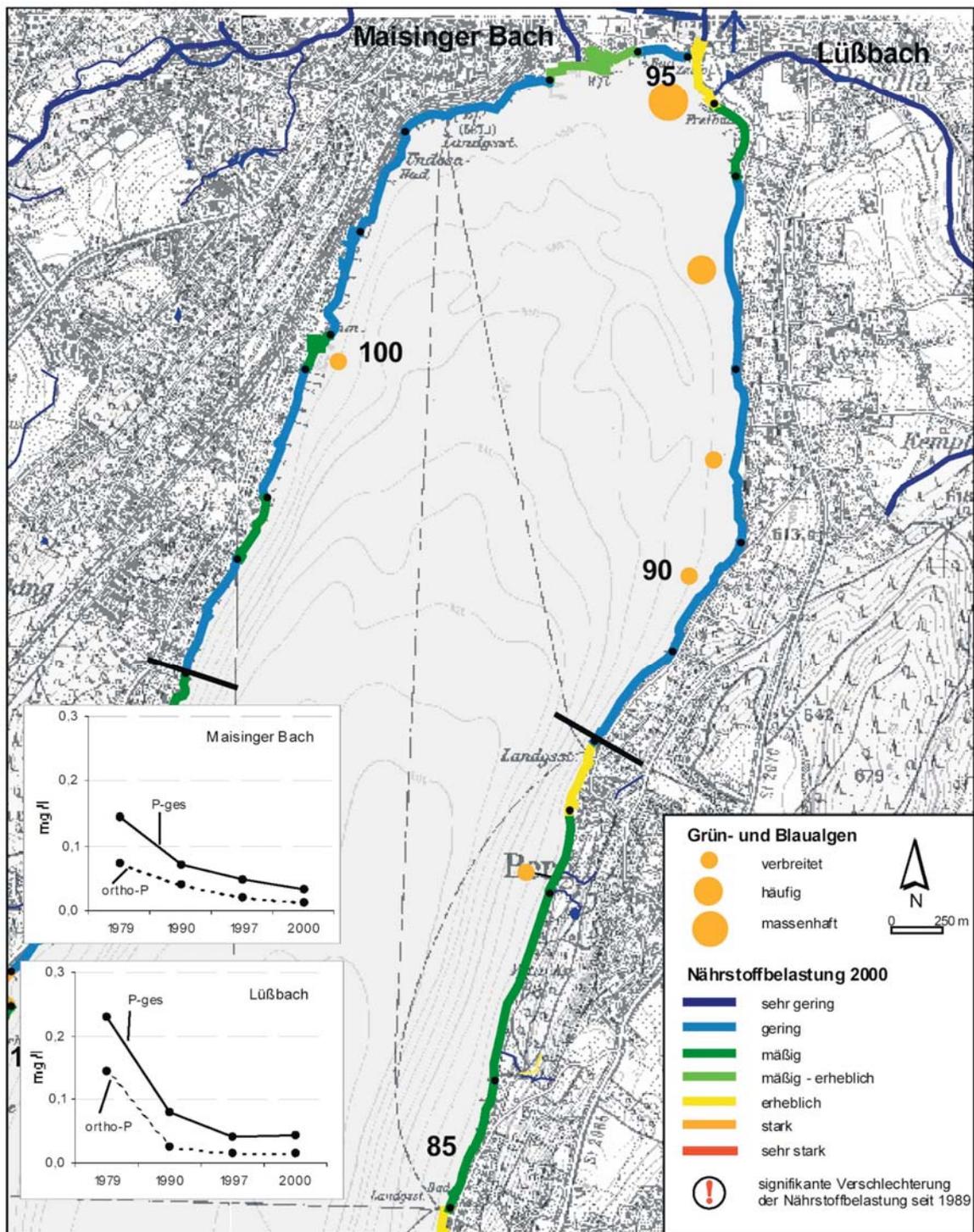


Abb. 4.30 Uferbereich von Berg bis Niederpöcking. Farbiger markiert wurde die Nährstoffbelastung sowie das verstärkte Auftreten von Grün- und Blaualgen im See-Litoral. Die Grafik zeigt den Phosphorgehalt des Maisinger- und Lüßbachs.

Von Niederpöcking bis Tutzing (Abschnitte 104 bis 131)

Zwischen Niederpöcking und Tutzing (Abb. 4.31) geht die ufernahe Bebauung zurück, Richtung Süden schließt sich das Erholungsgelände „Paradies“ mit kiesigen Badestränden an. Wegen der intensiven Nutzung waren im Flachwasserbereich Trittschäden an der submersen Vegetation zu beobachten. Zwischen Possenhofen und Garatshausen erstreckt sich ein Golfplatz entlang des Seeufers; hier grenzen Wiesen oder naturnaher Wald an die Uferlinie. Das Sediment besteht aus Kies und Sand und geht in 2 bis 3 m Tiefe in Kalkschlamm über. Auf Höhe der Roseninsel verbreitert sich die Uferbank erheblich und fällt kaum merklich in die Tiefe ab. Hier konnten vermehrt Grün- und Blaualgen beobachtet werden.

Bis zum Landungssteg in Possenhofen (Abschnitt 112) nahm die Häufigkeiten von *Chara aspera* im Flachwasser sowie *Chara contraria* und *Chara globularis* im Tiefenbereich zu, was sich stellenweise in einem verbesserten Makrophyten-Index widerspiegelt. Die Vegetationsgrenze bilden *Nitellopsis obtusa* und *Chara globularis* in 7 m Tiefe. In Abschnitt 105 mündet ein kleiner Bach in den See. Er führt möglicherweise nährstoffreiches Wasser mit sich und begünstigt damit die Ausbildung der großen *Potamogeton friesii*-Bestände, die bei den vorangegangenen Untersuchungen nicht festgestellt werden konnten. In den vergangenen Jahren nahm die Nährstoff-Belastung signifikant zu. Auch im Mündungsbereich des Starzenbachs (Abschnitt 109), der innerhalb des Erholungsgebiets „Paradies“ in den See fließt, zeigte sich – nach einer Verbesserung im Jahre 1989 – erneut eine signifikante Verschlechterung. Auch wenn sich der extrem hohe Gesamt-Phosphorgehalt des Bachs von 1979 bis 2000 auf etwa ein Zehntel verringerte, stellt der Zufluss mit 40 µg P/l immer noch eine Nährstoffquelle dar. Dieses ist auch aus den nur lichten Characeen-Beständen und dem Vorkommen eutraphenter Vegetation und Grünalgenwatten im Mündungsbereich zu schließen.

In den Hafenanlagen und am Landungssteg bei Possenhofen nimmt die Belastung des Gewässergrunds mit Müll und Unrat zu. Große Müllansammlungen, wie sie noch im Jahr 1989 zu finden waren, wurden im Yachthafen Possenhofen (Abschnitt 112) nicht mehr gefunden. Im Gegenteil: Der Hafen machte einen sehr sauberen Eindruck. Im Segelhafen (Abschnitt 114) war aufgrund der Beschattung durch Boote und Steganlagen nur eine sehr spärliche Vegetation vorhanden, die vorwiegend aus eutraphenten Arten bestand. Der Makrophyten-Index bescheinigt deshalb eine „erhebliche“ Nährstoffbelastung. Ein Graben südlich des Seebads Feldafing (Abschnitt 116), möglicherweise ein Entwässerungsgraben des Golfplatzes, begünstigt das Auftreten von *Potamogeton friesii* und *Elo-dea canadensis*. Aufgrund des verstärkten Auftretens von Blau- und Grünalgen in diesem Bereich, besteht der Verdacht, dass das zuströmende Wasser einen erhöhten Nährstoffgehalt hat.

Zwischen der Roseninsel und der Bucht verbreitert sich die Uferbank und fällt nur allmählich in die Tiefe ab. Am Nord-Ende der Insel befindet sich eine ausgedehnte Flachwasserzunge. Hier wurde ein lokales „häufiges“ Vorkommen von Blaualgen und *Potamogeton pectinatus* festgestellt (Abschnitt 120), über dessen Ursache nur spekuliert werden kann. Am Süd- und Ostufer der Insel ging die Nährstoff-Belastung zurück. Die Bestände von *Zannichellia palustris* nahmen ab, gleichzeitig konnten sich *Chara contraria* und *Chara globularis* stärker ausbreiten. An dem zur Land-

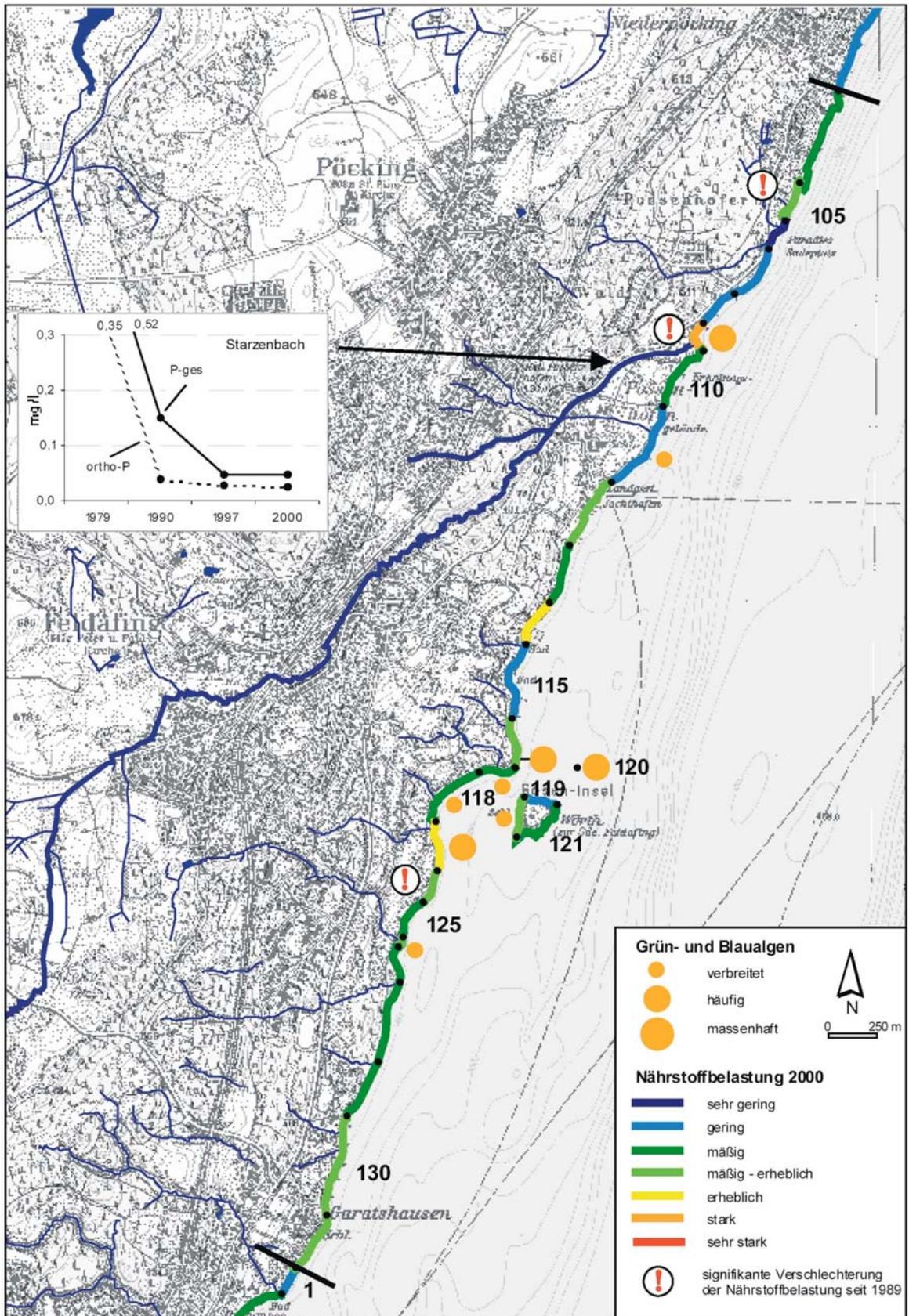


Abb. 4.31 Uferbereich von Niederpöcking bis Tutzing. Farblich markiert wurde die Nährstoffbelastung sowie das verstärkte Auftreten von Grün- und Blaualgen im See-Litoral. Die Grafik zeigt den Phosphorgehalt des Starzenbachs.

seite gewandten Westufer der Insel blieb die „mäßig-erhebliche“ Nährstoff-Belastung des Litorals bestehen. Hier überzogen Grünalgen das sandig-kiesige Sediment.

An der Uferstrecke bis Garatshausen konnten noch weitere punktuelle Nährstoffquellen aufgespürt werden. In Abschnitt 123 besteht eine „erhebliche“ Nährstoffbelastung; Blau- und Grünalgen-Vorkommen konnten festgestellt werden. Der hier einmündende Graben, möglicherweise ein Entwässerungsgraben des Golfplatzes, ist vermutlich die Ursache für die Belastung. In diesem Uferbereich fielen schon 1989 die eutraphenten Arten auf. Inzwischen erstreckt sich die Nährstoff-Belastung des Litorals über diesen Kartierabschnitt hinaus bis in Abschnitt 124. Ein zusätzlicher, diffuser Nährstoffaustrag aus dem angrenzenden Golfgelände ist hier denkbar. Zwischen 1989 und 2000 stieg die Nährstoff-Belastung in Abschnitt 124 signifikant. Möglicherweise trägt auch ein einmündender Graben zur Belastung bei.

In Abschnitt 126 wird im Mündungsbereich des Eichgrabens das Vorkommen von Grünalgen begünstigt. Allerdings siedelten hier schon im Jahr 1989 nährstoffliebende Arten. Dies bedeutet, dass der Eichgraben seit Jahrzehnten eine erhöhte Nährstoff-Fracht mit sich führt, dessen Ursachen im Hinterland zu suchen sind.

5 Diskussion

5.1 Veränderung der Artenzusammensetzung

Der Starnberger See beherbergt kein so großes Pflanzeninventar wie beispielsweise der strukturreiche Chiemsee (SCHOLZE et al. 2003). Mit seinem fast ungegliederten Ufer ohne schützende Buchten bietet der Starnberger See relativ homogene Standorte. Lediglich Ost- und Westufer unterscheiden sich deutlich in ihrer Morphologie und ihren Windverhältnissen.

Bei der Kartierung des Jahres 1979 wurden im Starnberger See 22 verschiedene Makrophyten-Taxa gefunden, zehn Jahre später 33 und im Jahr 2000 35 Arten (s. Tab. 5.1), Darunter finden sich sowohl nährstoffmeidende wie auch nährstoffliebende Arten. Auch unter den Arten, die sich neu angesiedelt haben sind sowohl solche, die oligo- bis mesotrophe Standorte besiedeln als auch eutraphente Arten. Einige dieser Taxa waren bereits Ende des 19. Jahrhunderts massenhaft im See vertreten, wurden aber in den 1960er Jahren durch die Eutrophierung verdrängt (HENSCHEL et al. 1992). Ein Beispiel sind *Chara tomentosa* und *Nitella opaca*: Im Jahr 1989 wurden nur sehr wenige Vorkommen dieser Arten gefunden, die zudem nur geringe Pflanzenmengen aufwiesen. Auch bis zum Jahr 2000 haben sich die Arten nicht weiter ausgebreitet, so dass bis heute nicht von einer erfolgreichen Wiederansiedelung gesprochen werden kann.

Tab. 5.1 Taxaliste der Makrophyten-Kartierungen der Jahre 1979, 1989 und 2000

Submerser Vegetation							
Taxon	1979	1989	2000	Taxon	1979	1989	2000
<i>Ceratophyllum demersum</i>	X			<i>Nymphaea alba</i>		X	X
<i>Chara aspera</i>	X	X	X	<i>Potamogeton berchtoldii</i>			X
<i>Chara contraria</i>	X	X	X	<i>Potamogeton crispus</i>	X	X	X
<i>Chara contraria v. hispidula</i>			X	<i>Potamogeton densus</i>		X	
<i>Chara delicatula</i>	X	X	X	<i>Potamogeton filiformis</i>		X	X
<i>Chara denudata</i>			X	<i>Potamogeton gramineus</i>	X	X	X
<i>Chara fragilis</i>	X	X	X	<i>Potamogeton lucens</i>	X	X	X
<i>Chara tomentosa</i>		X	X	<i>Potamogeton mucronatus</i>	X	X	X
<i>Elodea canadensis</i>	X	X	X	<i>Potamogeton natans</i>		X	X
<i>Elodea nuttallii</i>		X	X	<i>Potamogeton pectinatus</i>	X	X	X
<i>Fontinalis antipyretica</i>	X	X	X	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	X	X	X
<i>Lagarosiphon major</i>		X		<i>Potamogeton praelongus</i>		X	
<i>Lemna minor</i>			X	<i>Potamogeton pusillus</i>	X	X	X
<i>Lemna trisulca</i>			X	<i>Potamogeton x nitens</i>		X	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	X	X	X	<i>Ranunculus circinatus</i>	X	X	X
<i>Myriophyllum verticillatum</i>		X	X	<i>Ranunculus fluitans</i>	X	X	
<i>Najas marina ssp. interm.</i>			X	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	X	X	X
<i>Nitella opaca</i>		X	X	<i>Tolypella glomerata</i>		X	X
<i>Nitella syncarpa</i>			X	<i>Utricularia australis</i>	X	X	X
<i>Nitellopsis obtusa</i>	X	X	X	<i>Zannichellia palustris</i>	X	X	X
<i>Nuphar lutea</i>	X	X	X	Artenzahl	22	33	35

Bei den Kartierungen der Jahre 1989 und 2000 waren auch die anderen neu gefundenen Arten nur in wenigen Kartierabschnitten und in geringer Individuendichte vorhanden. Lediglich *Potamogeton filiformis* und *Najas marina ssp. intermedia* konnten sehr schnell längere Uferstrecken besiedeln – wobei zu beachten ist, dass das Fehlen von *Potamogeton filiformis* im Jahr 1979 auf einen Bestimmungsfehler und Verwechslungen mit *Potamogeton pectinatus* zurückgeht (HENSCHERL et al. 1992). Die rasche Verbreitung von *Najas marina ssp. intermedia* ist auch aus anderen bayerischen Seen bekannt, beispielsweise dem Waginger-Tachinger See (KOLLER 1994) und den Marktler Badesee (SCHNEIDER, mündl. Mitteilung). Bei dieser Art spielen Standortfaktoren – wie eine lückenhafte, gestörte Vegetation – eine wichtigere Rolle als der Nährstoffgehalt des Wassers (SCHNEIDER, mündl. Mitteilung).

Drei eutrophe Gewässer bevorzugende Arten *Ranunculus fluitans*, *Potamogeton praelongus* und *Lagarosiphon major* sowie das mesotrophe Gewässer besiedelnde *Potamogeton densus* wurden bei der Kartierung im Jahr 2000 nicht mehr gefunden. Allerdings waren diese Arten bei der vorhergehenden Kartierung nur vereinzelt für wenige Abschnitte notiert worden, so dass ihr Verschwinden nicht auf die Veränderung der trophischen Situation im See zurückgeführt werden kann. Vielmehr waren wahrscheinlich spezielle Standorteigenschaften – wie Beschattung oder zufällige Ereignisse – ausschlaggebend.

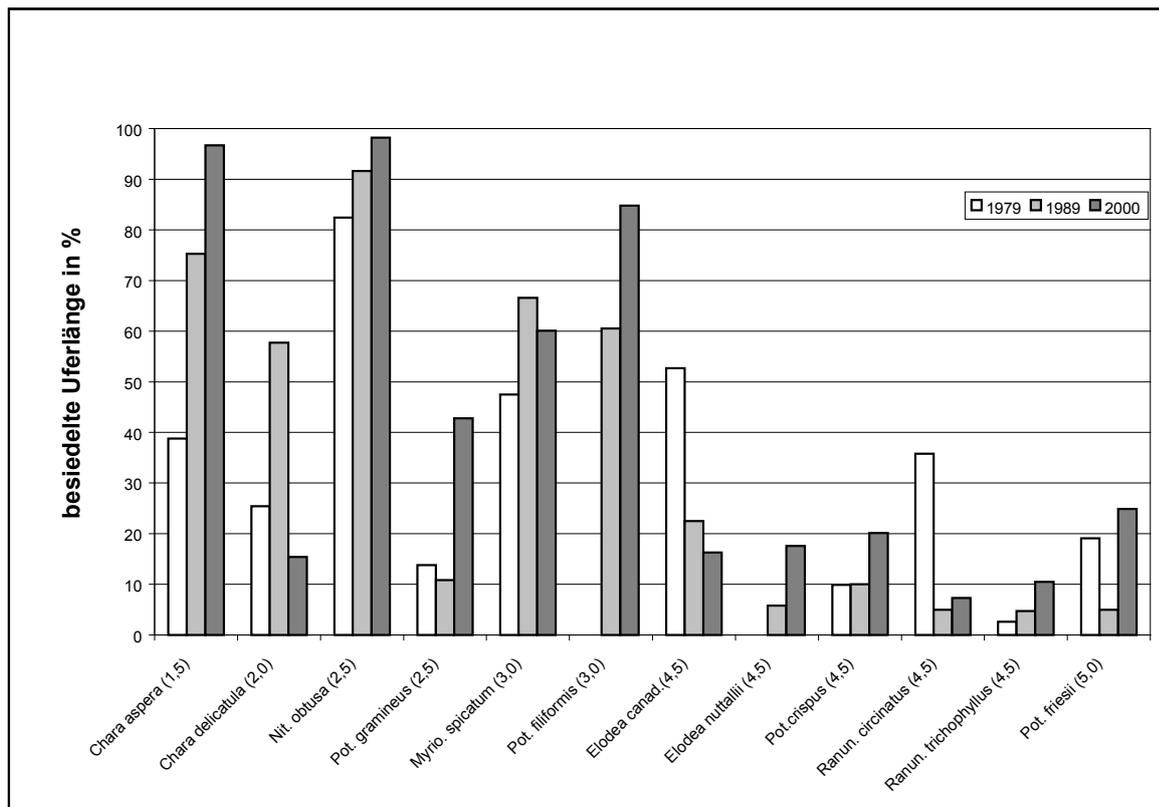


Abb. 5.1 Indikatorarten mit auffälligen Veränderungen ihrer Verbreitung innerhalb der Jahre 1979 bis 2000. In Klammern ist der jeweilige Indikatorgruppen-Wert der Art nach SCHAUMBURG et al. (2001) angegeben.

Betrachtet man ausschließlich die Veränderung des Arteninventars des Starnberger Sees, lässt dies keine Rückschlüsse auf die Nährstoffsituation zu. Bezieht man dagegen die Veränderungen der besiedelten Uferlängen einzelner Arten mit ein, lassen sich durchaus Tendenzen erkennen.

Abb. 5.1 zeigt, dass innerhalb der vergangenen 20 Jahre oligo- und mesotraphente Arten längere Uferstrecken besiedelt haben. Insbesondere die starke Ausbreitung von *Chara aspera*, Kenn-Art einer oligotraphenten Pflanzengesellschaft, beweist die Nährstoffreduktion im See. Auch am Chiemsee (SCHOLZE et al. 2003) konnte anhand der Ausbreitung von *Chara aspera* der Re-Oligotrophierungs-Prozess des Sees belegt werden. Der erhebliche Rückgang der ebenfalls oligotraphenten Art *Chara delicatula* scheint zunächst im Widerspruch zu der Nährstoffreduzierung im See zu stehen. Da jedoch diese Art auch in Bereichen mit einer niedrigen Nährstoffbelastung verschwand, wurde sie wahrscheinlich durch Veränderungen innerhalb der Vegetationsgemeinschaft verdrängt. Bestätigt wird die Nährstoffreduktion des Litorals durch die Abnahme der besiedelten Uferlänge durch die eutraphenten Arten *Elodea canadensis* und *Ranunculus circinatus*.

Die Ausbreitung anderer eutraphenter Arten – insbesondere *Potamogeton friesii*, das fast ausschließlich im Mündungsbereich von Zuflüssen und Drainagegräben und Rohren zu finden war – weist auf eine Zunahme lokaler Belastungspunkte hin. Da diese Arten nur einen geringen Anteil des Ufers besiedeln, können daraus keine Rückschlüsse für das gesamte Litoral gezogen werden.

In Abb. 5.2 wurden die Pflanzenmengen einer Indikatorgruppe zusammengefasst und ihr Anteil an der Pflanzenmenge aller indikativen Arten berechnet. Dadurch werden Änderungen der quantitativen Verbreitung der Indikatorarten sichtbar, und es lassen sich Rückschlüsse auf die veränderte Nährstoffsituation ziehen.

Hierbei zeigte sich, dass zwischen 1979 und 1989 die Quantität der eutraphenten Arten der Indikatorgruppen 4, 4,5 und 5 leicht abnahm und die der Indikatorgruppe 1,5 – zu der die oligotraphente Art *Chara aspera* gehört – zu. Bis zum Jahr 2000 stieg der Anteil der Pflanzenmenge der oligotraphenten und oligo-mesotraphenten Arten (Indikatorgruppe 1,5 bis 2,5) noch einmal an und macht inzwischen 60 % der Pflanzenmenge der indikativen Arten aus. Diese Gruppe umfasst hauptsächlich

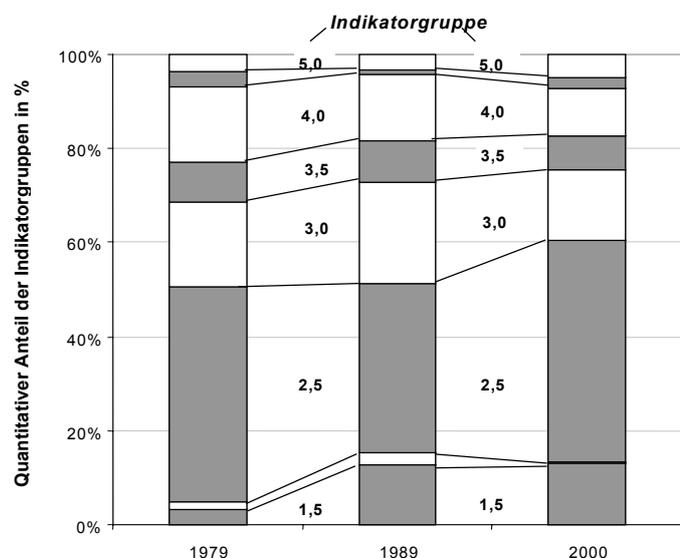


Abb. 5.2 Quantitativer Anteil der Indikatorgruppen an der Gesamtsumme der Pflanzenmenge der indikativen Arten. In die Berechnung gehen nur die Quantitäten der maximalen Häufigkeiten der indikativen Arten eines Abschnittes ein. Es wird nach Abschnittlänge gewichtet.

Characeen, die in den 1960er Jahren durch die Eutrophierung des Sees erheblich zurückgedrängt wurden. Durch die darauf folgenden Re-Oligotrophierungs-Maßnahmen – insbesondere der Abwasserfernhaltung im Einzugsgebiet durch den Bau einer Ringkanalisation – entwickelt sich der Starnberger See wieder in Richtung eines oligotrophen Gewässers. Die allmähliche Verschiebung des Artenspektrums – wie die starke Ausbreitung von *Chara aspera* und anderen oligotraphenten Arten sowie deren quantitative Zunahme – bestätigt die Nährstoffabnahme im See. Eine weitere Verschiebung in Richtung nährstoffmeidende Arten ist wahrscheinlich; ebenso, dass die Dominanz der Characeen weiter gefördert wird.

Die Quantität der Nährstoffbelastungen anzeigenden Arten der Indikatorgruppe 5 nahm bis zum Jahr 2000 leicht zu, was bereits bei der Analyse der besiedelten Uferlänge (Abb. 5.1) sichtbar wird. Diese Arten machen aber nur 5 % der gesamten indikativen Pflanzenmenge aus, was, wie oben erwähnt, auf lokale Nährstoffbelastungen schließen lässt.

5.2 Veränderung der Nährstoffbelastung

Der Makrophyten-Index zeigt eine deutliche Verbesserung der Nährstoffsituation seit 1979 (s. Abb. 5.3). Eine deutliche Belastungsverminderung konnte zwischen der Erstkartierung 1979 und in der darauffolgenden Erhebung 1989 festgestellt werden.

1979 zeigten die Makrophyten bei 21 % der Gesamt-Uferlänge eine „erhebliche“ bis „starke“ Nährstoff-Belastung an. Diese Bereiche reduzierten sich in den darauffolgenden Jahren auf nur noch etwa 8 % der Uferlänge. Dass die Nährstoffentlastung andauerte, zeigt der Vergleich der

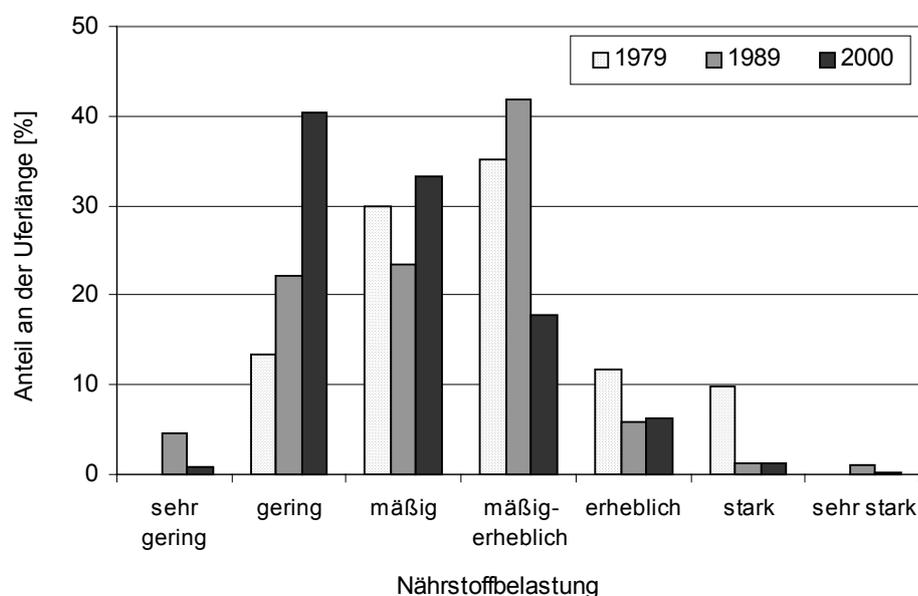


Abb. 5.3 Prozentualer Anteil der jeweiligen Nährstoffbelastungs-Klassen nach SCHAUMBURG et al. (2001) an der Gesamtuferlänge des Starnberger Sees der Jahre 1979, 1989 und 2000.

Jahre 1989 und 2000: Es konnte eine Zunahme der „gering“ belasteten Abschnitte bei gleichzeitiger Abnahme „mäßig-erheblich“ belasteter Bereichen verzeichnet werden. Die Belastungsklasse „gering“ stellte 2000 mit 40 % der Uferlänge die größte Gruppe dar. Elf Jahre zuvor wurden über 40 % der Uferlänge als „mäßig-erheblich“ belastet bewertet. Allerdings nahm auch der Anteil „sehr gering“ belasteter Uferbereiche zwischen 1989 und 2000 von 4,5 % auf 0,8 % ab. Zu bedenken ist dabei jedoch, dass in all diesen Abschnitten 1989 die Werte des Makrophyten-Index nahe der Obergrenze der Indexklasse lagen und kleinste Veränderungen in der Vegetation für die Einstufung in die nächst schlechtere Indexklasse genügten. Drei Abschnitte, die 1989 noch als „sehr gering“ belastet bezeichnet wurden, verschlechterten sich bis 2000 zu „gering“ belastet. In den Indexklassen „erheblich“ bis „sehr stark“ belastet dagegen ergaben sich innerhalb der letzten elf Jahre keine Verschiebungen. Die Veränderung der Vegetation weist insgesamt sehr deutlich auf die Nährstoffabnahme im Litoral des Starnberger Sees hin.

Der mittlere Makrophyten-Index und die Gesamt-Phosphorwerte bestätigen die Nährstoffreduktion (vgl. Kapitel 4.2, Abb. 4.22 und 4.23). Seit 1979 verbessern sich die Werte langsam, aber stetig. Im Vergleich zum Chiemsee (SCHOLZE et al. 2003) vollzieht sich der Re-Oligotrophierungs-Prozess jedoch relativ langsam. Dies liegt an der sehr langen Wasser-Erneuerungszeit des Starnberger Sees, die etwa 21 Jahre beträgt, sodass die Nährstoffe nur langsam verdünnt und ausgespült werden. Beim Chiemsee tauscht sich das Wasser alle 1,3 Jahre aus.

Uferbereiche mit verringerter Nährstoffbelastung

In weiten Teilen des Ostufers verbesserte sich der Makrophyten-Index im Laufe der vergangenen Jahre. Dies ist hauptsächlich auf eine verstärkte Besiedelung der tieferen Litoralzone (tiefer 4 m) bis 2000 durch submerse Makrophyten zurückzuführen. In diesen zum Zeitpunkt der früheren Untersuchungen kaum besiedelten Regionen nahm der Pflanzenbewuchs durch *Chara contraria* und *Chara globularis* – die einer niedrigen Indikatorgruppe zugeordnet sind – erheblich zu. Dies ist zwar entlang der gesamten Uferlinie zu beobachten, schlägt sich aber hauptsächlich am Ostufer in einem verbesserten Makrophyten-Index nieder. Am Ostufer können aufgrund des steilen Ufers und der wind- und wellenexponierten Lage nur wenige Arten im oberen Litoralbereich siedeln, hier war der Pflanzenbewuchs schon immer spärlich. Daher führten die größeren Quantitäten der Characeen in Tiefen unter 4 m bei der Berechnung des Makrophyten-Index zu starken Veränderungen.

Die Ausbreitung der Vegetation in tieferen Uferregionen kann auf eine Reduktion der Nährstoffkonzentrationen im Pelagial hinweisen. Die Abnahme der Phosphorkonzentration hat rasch ein vermindertes Algenwachstum zur Folge. Dadurch wird der Wasserkörper klarer, und das erhöhte Lichtangebot ermöglicht es den Makrophyten, in tiefer gelegene Teile des Litorals vorzudringen. Chemische Analysen des WWA-München bestätigen diesen Befund: Für die vergangenen Jahre ergab sich ein Gesamt-Phosphorgehalt zwischen 15 und 10 µg P/l (s. Abb. 4.23).

Am Westufer befinden sich mehrere kleine Zuflüsse, die 1989 eine „erhebliche“ bis „starke“ Belastung verursachten. Ein verrohrter Bach (Abschnitt 102), zwei Entwässerungsgräben gegenüber der Roseninsel (Abschnitte 117 und 118) und zwei Bäche südlich des Eichgrabens (Abschnitt 128) führen heute dem See offensichtlich kein nährstoffhaltiges Wasser mehr zu – sichtbar am Verschwinden der eutraphenten Vegetation im Mündungsbereich.

In einer von Booten stark frequentierten Bucht in Tutzing (Abschnitt 5) konnte sich *Chara aspera* im Flachwasserbereich erheblich ausbreiten, was sich auch im deutlich verbesserten Makrophyten-Index widerspiegelt. Dies konnte auch in den Abschnitten 98, 107, 108, 111 und 115 festgestellt werden; entlang dieser Abschnitte münden mehrere Drainagegräben und Rohre in den See. Möglicherweise führten eine Verringerung des Nährstoffgehalts in den Drainagegräben und ein Rückgang des diffusen Nährstoffeintrags aus den angrenzenden Flächen zu einer Nährstoff-Entlastung des Litorals.

Nährstoffbelastete Uferbereiche

Wie bereits beschrieben, verminderte sich die Nährstoff-Belastung des Litorals des Starnberger Sees während der vergangenen zwei Jahrzehnte kontinuierlich. Große Strecken der Uferzone weisen heute nur noch eine „geringe“ bis „mäßige“ Belastung auf. In diesen Abschnitten besteht kein Handlungsbedarf für Sanierungsmaßnahmen. Dennoch bleiben etwa 25 % der Uferstrecke „mäßig-erheblich“ bis „sehr stark“ nährstoffbelastet (s. Kapitel 4.3). Bei einer Sanierung beziehungsweise der Erstellung eines Gewässer-Entwicklungsplans sollten Maßnahmen zur Nährstoffentlastung eingeplant werden. In Abb. 5.4 sind diese Abschnitte des Starnberger Sees noch einmal gesondert hervorgehoben (s. auch Anhang A-Tab. 2).

Auffällig ist die immer noch recht hohe Nährstoff-Belastung der Mündungsbereiche fast aller größeren Zuflüsse. Eine Ausnahme bildet lediglich der Bodenbach (Ostersee Ach), der keine erhöhte Nährstoff-Fracht zeigt. Obwohl der Gesamt-Phosphorgehalt dieser Zuflüsse seit 1979 deutlich abnimmt, stellt der gemessene Gehalt von 40 bis 50 µg P/l immer noch eine deutliche Nährstoff-Belastung dar. Diese reicht aus, damit sich in diesen Fließgewässern eine meso- bis eutrophe Vegetation ausbilden kann (SCHNEIDER 2000). Da die Nährstoffkonzentration der Zuflüsse diejenige des Seewassers um ein Vielfaches übersteigt, bilden sich um die Einmündungen lokale Belastungszonen.

Durch den jahrzehntelangen hohen Nähr- und Schwebstoffeintrag ist ein sehr hoher Phosphorgehalt im Sediment des Mündungsbereichs zu vermuten. Da für submerse Makrophyten neben dem Freiwasser auch das Sediment eine bedeutende Nährstoffquelle ist (DENNY 1972; RATTRAY et al. 1991), erklärt dies den hohen Makrophyten-Index solcher Uferzonen.

Der Seeseitenbach ist derjenige Hauptzufluss mit der geringsten Wasserführung (HENSCHERL et al. 1992). Da er aber seit Jahren einen gleichbleibend hohen Phosphorgehalt im Freiwasser hat, ist er



Abb. 5.4 Abschnitte, die im Jahr 2000 einen Nährstoff-Belastungsgrad ab „mäßig-erheblich“ (Stufe 4 nach SCHAUMBURG et al. 2001) aufwiesen.

eine bedeutende Nährstoffquelle für den Starnberger See. Entsprechende Maßnahmen im Einzugsgebiet sind dringend erforderlich.

Weitere Nährstoffbelastungen werden durch kleinere Bäche und Gräben am Westufer zwischen Possenhofen und Tutzing verursacht (Rohr in Abschnitt 116, Graben in Abschnitt 123, Eichgraben in Abschnitt 126, kleiner Bach in Tutzing in Abschnitt 6). Die Ursache der Belastung ist hierbei im Hinterland zu suchen.

Der diffuse Nährstoffeintrag aus land- und forstwirtschaftlichen Nutzflächen belastet die Gewässer erheblich. 1998 stammten 50 % der Phosphorfracht in Gewässern aus diffusen Einträgen (UMWELTBUNDESAMT 1998). Auch am Starnberger See reichen land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen, Parkanlagen und Hausgärten bis direkt an die Uferlinie.

Entlang einiger solcher Bereiche wurde mit Hilfe des Makrophyten-Index eine „mäßig-erhebliche“ bis „erhebliche“ Nährstoff-Belastung festgestellt: entlang des Höhenrieder Parks (Abschnitte 20 bis 22), des Bernrieder Parks (Abschnitte 31 bis 33) und des Schlossparks bei Garatshausen (Abschnitte 130 bis 131). Da in diesen Abschnitten keine beziehungsweise nur einige wenige punktuelle Nährstoffquellen vorhanden sind, liegt die Vermutung nahe, dass die Nährstoffe aus den angrenzenden intensiv bewirtschafteten Flächen ausgewaschen und in den See geschwemmt werden. Um diesen diffusen Eintrag zu vermindern und eine Nährstoffreduktion im Litoral zu erreichen, ist die Extensivierung der direkt angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen zu fördern. Weiterhin muss auf die Anlage ausreichend breiter Gewässerrandstreifen mit natürlichem Bewuchs geachtet werden. Südlich von Leoni (Abschnitt 82) grenzen Gärten direkt an die Uferlinie, und einige Drainagerohre münden in den See. Ein diffuser Nährstoffeintrag aus den Gartenanlagen und über die Rohre ist sehr wahrscheinlich.

Zwischen Unterzeismering und Karpfenwinkel münden mehrere Drainagegräben aus landwirtschaftlichen Flächen in den See (Abschnitte 13, 14 und 17) und verursachen eine erhebliche Nährstoffbelastung. Diese ist deutlich an der Veränderung der Makrophyten-Gesellschaft zu erkennen. Im gesamten Karpfenwinkel ist ein Rückgang der oligotraphenten bis oligo-mesotraphenten Arten *Chara aspera*, *Chara delicatula* und *Nitellopsis obtusa* und gleichzeitig eine Zunahme der eutraphenten Art *Zannichellia palustris* zu beobachten. Um hier eine weitere Eutrophierung zu verhindern – der „Karpfenwinkel“ ist Naturschutzgebiet –, muss der Nährstoffeintrag aus den Drainagegräben reduziert werden.

Im Uferbereich Bernried münden einige Gräben aus Teichanlagen (Abschnitte 20, 24, 27 und 29), die das Litoral belasten. Abflüsse aus Fischteichen führen eine erhöhte Nährstoff-Fracht mit sich, die auf nicht verwertetes Futter, Ausscheidungen der Fische und aufgewirbeltes Sediment zurückzuführen ist (MARKERT 1994). Wie hoch die Belastungen der genannten Gräben sind, kann durch eine Makrophyten-Kartierung der Gräben oder durch chemische Analysen überprüft werden. Gegebenenfalls muss auf eine Nährstoffreduzierung hingearbeitet werden. Vorschläge für diesbezügliche Maßnahmen werden in Kapitel 5.4 gemacht.

Im Einzugsgebiet des Starnberger Sees besteht ein getrenntes Abwasser- und Regenwasser-Kanal-system. Das Wasser aus dem Regenwasser-Kanal wird zum Großteil dem See zugeführt (Gemeinde Tutzing). Es ist davon auszugehen, dass dieser Anteil den See mit Nährstoffen belastet (BUCKSTEEG 1984). Die in belastete Litoralbereiche mündenden Gräben und Rohre führen vermutlich ebenfalls Niederschlagswasser und tragen zu dieser Nährstoff-Belastung bei. Mehrere Rohre des Regenwas-ser-Kanals münden in Seeshaupt, in der Nähe des Dampferstegs (Abschnitt 44), in den See. In diesem Bereich stieg seit 1979 die Nährstoffbelastung, und der nährstoffbelastete Uferanteil nahm kontinuierlich zu. Hier lässt sich ein Zusammenhang mit dem eingeleiteten Regenwasser vermu-ten. Weitere Uferregionen, die vermutlich durch den Nährstoffgehalt des eingeleiteten Oberflä-chen-Wassers betroffen sind, befinden sich im Ortsgebiet Tutzing (Abschnitte 4, 6, 7, 9 und 10) und Berg (Abschnitte 84 und 88).

Der Notauslass der Ringkanalisation am Pumpwerk Tutzing Süd in Kartierabschnitt 11 kann mit Hilfe des verstärkten Grünalgenbewuchses im Mündungsbereich des Rohrs lokalisiert werden. Der Makrophyten-Index des Abschnitts zeigt jedoch keine erhöhte Nährstoff-Belastung an. Drei andere Notauslässe dagegen befinden sich in nährstoffbelasteten Abschnitten: bei der Pumpstation Höhenried (Abschnitt 21), am Singerbach (Abschnitt 50) und beim Pumpwerk Garatshausen (Ab-schnitt 130). Da diese Notauslässe nur selten in Betrieb genommen werden (Abwasserverband Starnberger See), sind diese sicher nicht die einzige Ursache für die Belastung der Uferabschnitte. Weitere Notauslässe der Ringkanalisation münden jeweils in „gering“ bis „mäßig“ belastete Uferbereiche.

Hohe Makrophyten-Index-Werte wurden an fast allen Dampferstegen (Tutzing (Abschnitt 4), Bernried (Abschnitt 27), Seeshaupt (Abschnitt 44), Leoni (Abschnitt 84) und Berg (Abschnitt 88)) sowie einigen Hafenanlagen (Abschnitte 8, 25, 112 und 114) berechnet. Die Turbulenz der Schiffs-schrauben bedingen einen nur spärlichen Pflanzenwuchs. Die Besiedelung mit vorwiegend nähr-stoffliebenden Arten könnte durch die häufigen Sedimentumlagerungen begünstigt werden. Beim Ausbaggern der Fahrrinnen und Hafenbecken und durch Aufwirbelungen durch Schiffsschrauben gelangen vermehrt Nährstoffe ins Freiwasser, insbesondere Phosphor, der sonst im Sediment ge-bunden ist.

Es gibt sowohl Häfen mit einem hohen, wie auch Anlagen mit einem nur „mäßigen“ Nährstoff-Belastungsgrad (Abschnitte 100 und 47). Diese Unterschiede beruhen möglicherweise auf der unterschiedlichen Gestalt der Hafenbecken und den darin herrschenden Strömungsverhältnissen. Im Litoral einiger Häfen und an manchen Landungsstegen münden Rohre in den See. Inwieweit diese zur Nährstoff-Belastung beitragen, müsste durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Am Ostufer befinden sich nur wenige Abschnitte, für die der Makrophyten-Index eine erhöhte Be-lastung anzeigt.

Südlich von Ammerland (Abschnitt 69) sind Grundwasserzutritte in 0 bis 2 m Tiefe vorhanden. Die in diesem Bereich vorherrschende eutraphente Vegetation lässt auf nährstoffreiches Grundwasser schließen.

In Abschnitt 77 und 78 südlich Allmannshausen wachsen aufgrund der Ufermorphologie nur sehr wenige Pflanzen; Characeen sind auf dem steilen und sehr steinigen Standort kaum zu finden. Daraus resultiert der hohe Makrophyten-Index dieses Bereichs.

5.3 Schutz gefährdeter Arten

Eingriffe des Menschen haben zahlreiche Gewässer grundlegend verändert und den Lebensraum für Flora und Fauna stark eingeengt. Vor allem durch Eutrophierung wurde die Gewässerflora nachhaltig verändert. Da insbesondere die an oligotrophe Verhältnisse angepassten Pflanzen-Gesellschaften stark zurückgehen (BLAB 1993), sind viele ihrer Arten in den Roten Listen enthalten.

Anthropogen bedingte Eutrophierung fand auch am Starnberger See statt: Die oligotrophe Pflanzengesellschaft mit *Chara hispida*, *Chara tomentosa* und *Nitella syncarpa*, die Ende des 19. Jahrhunderts (BRAND 1896) den Starnberger See prägte, konnte in den 1970er Jahren nicht mehr nachgewiesen werden. Aufgrund der erhöhten Nährstoffzufuhr hat sich das Arteninventar des Sees vollständig verschoben (vgl. Kapitel 1.1). Nachdem Ende der 1970er Jahre Maßnahmen zum Nährstoffentzug ergriffen wurden, veränderte sich die Pflanzengesellschaft erneut. Vor allem innerhalb der ersten zehn Jahre konnten sich wieder einige neue Arten ansiedeln. Bezeichnend ist, dass über die Hälfte dieser Arten geschützt sind.

Die jeweiligen Roten Listen geben für die selben Taxa verschiedene Gefährdungsgrade an. Diese beruhen auf dem unterschiedlichen regionalen Bezug: Fast alle Rote Liste-Arten des Starnberger Sees werden in der Roten Liste Deutschland als „gefährdet“ (2) bis „stark gefährdet“ (1) eingestuft.

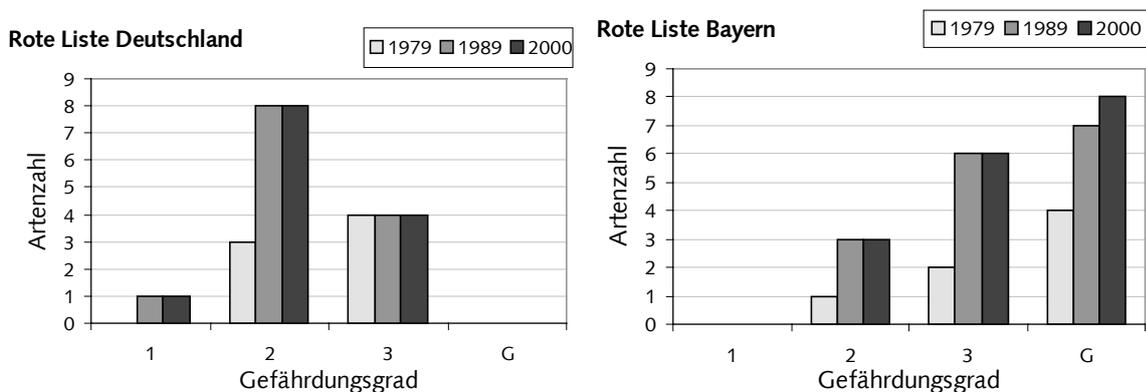


Abb. 5.5 Rote Liste-Arten des Starnberger Sees und ihr Gefährdungsgrad in den Roten Listen Deutschland und Bayern in den Jahren 1979, 1989, 2000. 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung zunehmend.

Innerhalb Bayerns sind diese Arten – darunter insbesondere die Characeen – noch nicht so stark gefährdet und haben erst den Status „Gefährdung zunehmend“ (G). Einige Seen im Voralpenland können noch beziehungsweise wieder geeignete Standorte für diese oligotraphenten Arten bieten (Abb. 5.5).

Die bei der Kartierung des Jahres 2000 gefundenen 17 Rote Liste-Arten machen die Hälfte der submersen Taxa des Starnberger Sees aus. Sie stellen unterschiedliche Ansprüche an den Nährstoffgehalt ihrer Standorte. Ein Großteil bevorzugt geringe oder mäßige Nährstoffgehalte, nur wenige Arten das nährstoffreiche Milieu. In Abb. 5.5 ist seit 1979 eine stete Zunahme der oligotraphenten

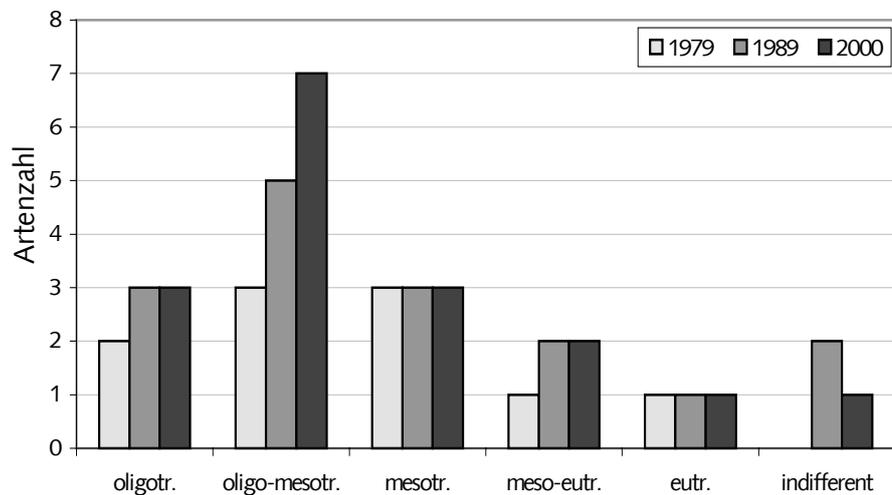


Abb. 5.5 Trophische Einstufung der Rote Liste-Arten des Starnberger Sees der Jahre 1979, 1989 und 2000 (nach MELZER 1988, SCHMEDTJE et al. 1998)

Arten zu erkennen. 1979 herrschte ein hohes Nährstoffangebot im See, das sich aber bis zum Jahr 2000 kontinuierlich verringerte. Das bedeutet, dass die Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung im Starnberger See gleichzeitig Schutzmaßnahmen zur Sicherung der Standorte für einen Großteil der Rote Liste-Arten des Litorals sind. Für die wenigen eutrathenten Rote Liste-Arten – wie zum Beispiel *Potamogeton friesii* – dürfte jedoch eine weitere Abnahme des Nährstoffgehalts im Litoral eine Einschränkung bedeuten. Insbesondere die Standorte von *Potamogeton friesii* im Mündungsbereich der Zuflüsse sind gefährdet – stellt doch die Reduktion ihrer Nährstoff-Fracht eine der dringendsten Maßnahmen zur Entlastung des Starnberger Sees dar. Ein Schutz der in diesen Mündungsbereichen vorhandenen eutrathenten Rote Liste-Arten ist jedoch kaum möglich, da es das Ziel ist, den Nährstoffeintrag in den See so weit zu minimieren, dass ein möglichst nährstoffarmer Zustand erreicht wird. Zudem haben sich die eutrathenten Arten erst während der verstärkten Eutrophierung in der Nachkriegszeit ansiedeln können. Ende des 19. Jahrhunderts, als der Starnberger See noch einem oligotrophen Seetyp zuzurechnen war (HENSCHEL et al. 1992), gab es hier keine natürlichen Habitate für eutrathenten Arten (BRAND 1896). Bei der Rückführung des Sees in seinen natürlichen oligotrophen Zustand kann deshalb ein Schutz der gefährdeten eutrathenten Rote Liste-Arten nicht gewährleistet werden.

Eine ähnliche Situation bezüglich der gefährdeten Arten zeigte die Untersuchung am Chiemsee (SCHOLZE et al. 2003): Wie auch am Starnberger See waren etwa 50 % aller im See gefundenen Taxa Rote Liste-Arten, die geringe bis mäßige Nährstoffgehalte bevorzugen. Zahlreiche nährstoffmeidende Arten, darunter viele Characeen, konnten ihre Verbreitung innerhalb der vergangenen Jahre ausweiten.

Um eine Aussage treffen zu können, ob es am Starnberger See besonders schützenswerte Bereiche gibt, in denen Rote Liste-Arten gehäuft auftreten, wurde die Summe der Anzahl gefährdeter Taxa pro Abschnitt gebildet. Sie bewegt sich zwischen vier und elf gefährdeten Arten. Aus Tab. 5.2 und Tab. 5.3 werden aber keine zusammenhängenden Abschnitte ersichtlich, es gibt also keinen Teilbereich des Sees, in denen besonders viele beziehungsweise besonders wenig gefährdete Arten vorkommen. Vielmehr sind diejenigen Abschnitte, die wenig (4 bis 5) beziehungsweise viele (10 bis 11) gefährdete Arten enthalten über das gesamte Seeufer verteilt. Die Auswertung der Quantitäten der Rote Liste-Arten ergab ein ähnliches Bild. Auch hier zeigte sich eine gleichmäßige Verteilung entlang der Uferstrecke. Eine Korrelation der Summe der Artenzahl mit der Ufernutzung konnte ebenfalls nicht gefunden werden. Auch Uferverbauung, das Vorhandensein von Hafenanlagen, natürlichem Ufergehölz oder Parkanlagen im Uferbereich hatten keinen Einfluss auf die Anzahl der Rote Liste-Arten. Es gab Abschnitte mit nur vier oder fünf gefährdeten Arten, die von einer Hafenanlage oder einem Dampfersteg dominiert waren und eine stark verbaute Uferlinie aufwiesen (Abschnitte 8, 27 und 71). Aber auch Abschnitte mit einer Schilfzone, einer natürlichen Uferlinie und einem natürlichen Uferbewuchs (Abschnitte 38 und 56), in denen nur wenige gefährdete Arten gefunden wurden (Tab. 5.2). Die meisten Rote Liste-Arten konnten sowohl in naturnahen Bereichen (Abschnitte 11 und 14) als auch in stark genutzten Abschnitten (Abschnitte 3, 4 und 112) gezählt werden (Tab. 5.3).

Die bisherigen Maßnahmen zur Nährstoffrückhaltung haben einen Prozess der Re-Oligotrophierung des Starnberger Sees in Gang gesetzt, sodass die jetzt nährstoffärmeren Verhältnisse vielen Arten der Roten Listen gute Lebensbedingungen bieten. Daher – und dies wird sich bei einem weiteren Nährstoffentzug noch verstärken – stellt der Starnberger See ein ideales Siedlungsgewässer für einige in Deutschland und Bayern geschützte Arten dar. Der eingeschlagene Weg der Nährstoffreduzierung muss jedoch weiter gegangen werden, um die Sicherung der Standorte der Rote Liste-Arten gewährleisten zu können.

Tab. 5.2 Abschnitte mit geringer Anzahl Rote Liste-Arten im Jahr 2000

Abschnitt (2000)	Anzahl Arten	Nutzung	MI Belastungsgrad
8	4	Yachthafen Tutzing: 100 % verbaute Uferlinie	sehr stark
27	4	Dampfersteg Bernried: 100 % verbaute Uferlinie	erheblich
71	5	Dampfersteg Ammerland: 100 % verbaute Uferlinie	mäßig
17	4	100 % natürliche Uferlinie: Röhrichtgürtel	erheblich
50, 51	5	Vogelschutz-Gebiet bei St. Heinrich: 100 % natürliche Uferlinie mit Röhrichtgürtel	mäßig-erheblich mäßig
42	5	nördlich von Seeshaupt: Kiesufer	mäßig-erheblich
38	5	unterhalb von Schloss Seeseiten: natürliches Ufer mit Röhrichtgürtel	mäßig
56	5	nördlich von St. Heinrich: natürliches Ufer mit Röhrichtgürtel	gering
28	5	südlich von Bernried: unverbaute Uferlinie ohne Stege und Bojenfelder	mäßig

Tab. 5.3 Abschnitte mit großer Anzahl Rote Liste-Arten im Jahr 2000

Abschnitt (2000)	Anzahl Arten	Nutzung	MI Belastungsgrad
93	11	Starnberg, Badegelände: 50 % verbaute Uferlinie, 50 % Kiesufer	mäßig
3, 4	11 u. 10	Stadtgebiet Tutzing: Badegelände und Grünanlage, überwiegend verbaute Uferlinie	mäßig mäßig-erheblich
112	10	Yachthafen Possenhofen, Dampfersteg: 100 % verbaute Uferlinie	mäßig-erheblich
11	10	nördlich vom Südbad Tutzing: 30 % Hafen mit verbauter Uferlinie, 70 % natürliche Uferlinie mit Röhrichtfeldern	mäßig
14	10	Unterzeismering: Hafenanlage im Uferbereich, sonst natürliche Uferlinie mit Röhrichtfeldern	erheblich

5.4 Maßnahmen

Die bisher zur Nährstoffreduzierung getroffenen Maßnahmen haben ihre Wirkung gezeigt. Insbesondere der Bau der Ringkanalisation und die Extensivierung landwirtschaftlicher Flächen im Einzugsgebiet des Starnberger Sees trugen wesentlich zur Entlastung bei. Dennoch bestehen lokale Belastungsquellen, zu deren Sanierung folgende Maßnahmen vorgeschlagen werden:

- Die größten Nährstoffquellen sind die Hauptzuflüsse des Starnberger Sees – Ausnahme ist die Ostersee Ach. Obwohl hier in den vergangenen Jahren die Nährstoff-Fracht deutlich gesenkt wurde, müssen Rötl-, Starzen-, Lüß-, Maisinger- und Seeseitenbach mit einer Gesamt-Phosphorfracht zwischen 40 und 180 µg P/l immer noch als eutrophe Fließgewässer eingestuft werden. Eine weitere Nährstoffreduzierung ist daher notwendig. Die Fortsetzung der Förderung von Extensivierungs-Maßnahmen in den Einzugsgebieten sowie die Anlage ausreichend breiter Gewässer-Randstreifen (5 bis 10 m) wird eine weitere Nährstoff-Entlastung bringen.
- Um Belastungsquellen aufzuzeigen, empfiehlt sich eine Analyse der Nährstoff-Frachten von Gräben und Bächen, die in nährstoffbelastete Uferbereiche des Sees münden – wie zum Beispiel Singerbach, Eichgraben und Martlsgraben. Gegebenenfalls müssen Ursachenforschung betrieben und Sanierungsmaßnahmen eingeleitet werden. Eine Fließgewässer-Kartierung könnte relativ schnell und einfach den trophischen Zustand der Zuflüsse ermitteln.
- Der Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen, also das Straßen- und Dachwasser der Gemeinden, wird im Einzugsgebiet des Starnberger Sees getrennt erfasst und dem See zum Großteil über Gräben und Rohre zugeführt. In denjenigen Gräben und Rohren, die in belastete Uferregionen münden, sollte der Nährstoffgehalt dieses Abflusswassers bestimmt und gegebenenfalls Sanierungsmaßnahmen veranlasst werden. Eine Pflanzen-Kläranlage oder das Durchfließen eines bewachsenen Bodenfilters wären in diesem Fall Möglichkeiten zur Nährstoffreduzierung.
- Der verstärkte Nährstoffaustrag aus Fischteichen ist hinreichend bekannt (MARKERT 1994, HORST 1989). Die Nährstoff-Belastung durch Teichabflüsse, insbesondere die Phosphorbelastung, ist auf nicht verwertetes Futter, die Ausscheidungsprodukte der Fische und ausgeschwemmtes Sediment zurückzuführen. Zu einer Entlastung des Starnberger Sees beitragen können extensive Fischzucht-Anlagen – also eine Reduzierung des Fischbesatzes, Absetzbecken an den Teichanlagen oder der Durchfluss der Teichableitung durch einen Schilffilter vor Einleitung in den See.
- In den belasteten Hafenanlagen sollte Ursachenforschung betrieben werden. Ein Vergleich von weniger belasteten Anlagen mit stärker belasteten könnte zu einer Aufklärung der Ursachen für die Nährstoff-Belastung führen und Grundlage für entsprechende Sanierungsmaßnahmen sein.
- Extensivierung sowie die Anlage ausreichend breiter Uferstrandstreifen würde den diffusen Nährstoffeintrag aus landwirtschaftlichen Flächen reduzieren.

6 Literatur

- AIKEN, S.G., NEWROTH, S.G. & I. WILE (1979): The Biology of Canadian Weeds. 34. *Myriophyllum spicatum*. L. Can. J. Plant Sci. 59: 201–215.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1994): Schützen und blühen lassen – Geschützte Pflanzen.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz, Heft 24. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie.
- BRAND, F. (1896): Über die Vegetationsverhältnisse des Würmsees und seine Grundlagen. Bot. Cbl. 65: 1–13.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.; 1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 28. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- CASPER, S.J. & H.-D. KRAUSCH (1980): Pteridophyta und Anthophyta. Band 1. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 23. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- CASPER, S.J. & H.-D. KRAUSCH (1981): Pteridophyta und Anthophyta. Band 2. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 24. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- BUCKSTEEG, K. (1984): Gewässerschutztechnische Studie zur Reinhaltung des Starnberger Sees. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- DENNY, P. (1972): Sites of Nutrient Absorption in Aquatic Macrophytes. Journal of Ecology 60 (3): 819–829.
- DREYER, S. & H. ROWECK (1993): Veränderungen in der submersen Makrophytenvegetation des Feldsees und Titisees im Südschwarzwald. Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Heft 2: 71–82.
- HELD, K., HARLACHER, R. & A. MELZER (1984): Die Makrophytenvegetation des Sulz- und Ottmaringer Tales. Unveröffentlichter Abschlussbericht, angefertigt am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München, Limnologische Station. 99 S.
- HENSCHEL, T., MELZER, A., MÜLLER, J., ALEFS, J. & R. WINKLER (1992): Die limnologische Entwicklung des Starnberger Sees im Fortgang der Abwasserfernhaltung unter besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. Informationsbericht 3/92. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- HERBKE, S. (2001): Badeseen rund um München. Südwest Verlag, München.

- HERRMANN, M. (1980): Die Verbreitung Makrophytischer Wasserpflanzen im Uferbereich des Starnberger Sees und ihr Zeigerwert für die Gewässergüte. Zulassungsarbeit für das Höhere Lehramt an der TU-München, Lehrstuhl für Botanik.
- HORST, B. (1989): Gewässerschutzaspekt bei Fischteichanlagen. – Kurzfassung. 44 S. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- HÜNERFELD, G. (1990): Die Makrophytenvegetation des Tegernsees. Diplomarbeit am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München. 78 S.
- JUNGE, M. (1991): Das Fließgewässersystem VILS/Opf. – Möglichkeiten der Bioindikation durch makrophytische Wasserpflanzen. Diplomarbeit am Botanischen Institut der Ludwig-Maximilians-Universität München. 71 S.
- KOHLER, A. (1978): Gefährdung und Schutz von Süßwasserpflanzen. Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ. 11: 259–281.
- KOHLER, A., HEIMBERGER, K. & G.-H. ZELTNER (1994): Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung 1973–1994. Ber. Inst. Landschafts- und Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Heft 1: 72–138.
- KOHLER, A., LANGE, B. & G.-H. ZELTNER (1992): Veränderung von Flora und Vegetation in den Fließgewässern Pfreimd und Naab (Oberpfälzer Wald) 1972–1988. Ber. Inst. Landeskultur Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 1. 101 S.
- KOHLER, A., ZELTNER, G.-H. & U. VEIT (1997): Bericht des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, Beiheft 4. Universität Hohenheim. Verlag Günter Heimbach.
- KOLLER, M. (1994): Die Makrophytenvegetation des Waginger-Tachinger Sees (Obb.) und ihr Indikatorwert für die Gewässergüte. Diplomarbeit an der TU-München. 122 S.
- KRAUSCH, H.-D. (1996): Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. Ulmer, Stuttgart.
- KRAUSE, W. (1985): Über die Standortansprüche und das Ausbreitungsverhalten der Stern-Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa* (DESVAUX) J. GROVES. *Carolinaea* 42: 31–42.
- KRAUSE, W. (1997): Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa, 18. G. Fischer, Stuttgart.
- LANG, G. (1975): Die Makrophytenvegetation des Bodensees als Zeiger für den Gütezustand – Neuere Entwicklung. Daten und Dokumentation zum Umweltschutz, Nr. 14: Vorträge der Tagung über „Umweltforschung“ der Universität Hohenheim: 39–49. Dokumentationsstelle der Universität Hohenheim.

- LENHART, B. & C. STEINBERG (1982): Zur Limnologie des Starnberger Sees. Informationsberichte 3/82. 284 S. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- LINK, A. (1982): Der Starnberger See und seine Umgebung vom Würmtal bis zum Alpenrand. Faksimile-Neuaufgabe der 1879/80 in München erschienenen 6. Aufl. Neu herausgegeben und erläutert von G. SCHÖBER. Oreos-Verlag, Gauting-Buchendorf.
- MARKERT, B. (1994): Untersuchungen zur Belastung hessischer Fließgewässer durch Forellenteichanlagen. Diss. Universität Gießen. Verlag Shaker, Aachen.
- MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift, Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der TU München.
- MELZER, A. (1993): Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. – In: Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 47: 156–172.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., SIRCH, R. & VOGT, E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. Informations. Ber. Bayer. Landesamt. f. Wasserwirtschaft 4/86. 204 S.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K. & E. VOGT (1988): Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Wesslinger Sees. Informationsbericht 1/88. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- MELZER, A. & HERMANN, M. (1980): Die quantitative Verbreitung der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees. Ber. Bayer. Bot. Ges. 51: 31–56.
- MELZER, A. & S. ZIMMERMANN (1992): Der Makrophytenbewuchs der Amper. Bericht über die Kartierungsaktion im Sommer 1992. Unveröffentlicht.
- PANTLE, K. & H. BUCK (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserfach 96: 609–620.
- PENK, A. (1905): Die großen Alpenseen. Geogr. Zeitschrift XI/7: 381–388. Leipzig.
- RATTRAY, M.R., HOWARD-WILLIAMS, C. & J.M.A. BROWN (1991): Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. Aquatic Botany 40: 225–237.
- SAUER, F. (1995): Tiere und Pflanzen im Wassertropfen, nach Farbfotos erkannt. Sauer's Naturführer. 3. Aufl. 282 S. Fauna-Verlag, Karlsfeld.

- SCHAUMBURG, J. (1996): Seen in Bayern – Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. Informationsberichte 1/96. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- SCHAUMBURG, J., HEHL, I., HUPFER, M., KÖPF, B., RAEDER, U., MELZER, A., SEELE, S. & TRAUNSPURGER, W. (2001): Kleinseen in Bayern – Ökologische Bewertung von Freiwasser, Sediment, Ufer und Einzugsgebiet. Informationsberichte 1/01. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. 281 S.
- SCHMEDTJE, U., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S. & H. TREMP (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern – Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. Informationsbericht 4/98. Bayerisches Landesamts für Wasserwirtschaft, München.
- SCHMIDT, D., VAN DE WEYER, K., KRAUSE, W., KIES, L., GARNIEL, A., GEISSLER, U., GUTOWSKI, A., SAMIETZ, R., SCHÜTZ, W., VAHLE, H.-CH., VÖGE, M., WOLFF, P. & A. MELZER (1995): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 547–566. Bonn-Bad Godesberg.
- SCHMIEDER, K. (1997): Seeumfassende Bestandsaufnahme der submersen Makrophytenvegetation der Uferzone des Bodensees 1993 – Ergebnisse und Schlußfolgerungen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1996 (Schwedt): 482–486. Krefeld.
- SCHNEIDER, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München. Shaker Verlag, Aachen.
- SCHÖNFELDER, P. (1987): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns, Neubearbeitung 1986. – Schr. R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 72. 77 S.
- SCHOBER, G. (1999): Frühe Villen und Landhäuser am Starnberger See – Zur Erinnerung an eine Kulturlandschaft. 2. Aufl. Oreos-Verlag, Waakirchen-Schaftlach.
- SCHOLZE, C., GOOS, M., ZIMMERMANN, S., MELZER, A. (2003): Seelitorale in Bayern: Chiemsee. Makrophyten-Kartierungen 1985 und 1998 im Vergleich. Materialien 108. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- SCHÜTZ, W. (1992): Struktur, Verbreitung und Ökologie der Fließwasserflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. Dissertationes Botanicae, Band 192. 195 S.
- SCHÜTZ, W. (1993): Verbreitung und floristisch-ökologische Zonierung der Wasserpflanzen in der badischen Oberrheinaue nach dem Bau des Rheinseitenkanals. Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 2 :139–158.

- SCHÜTZ, W. (1995): Vegetation of running waters in Southwestern Germany – pristine conditions and human impact. *Acta bot. Gallic* 142 (6): 571–584.
- ULE, W. (1901): Der Würmsee in Oberbayern, eine limnologische Studie. *Wiss. Veröff. Verein. Erdk.* 211 S. Leipzig.
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Umweltdaten Deutschland 1998 – Nährstoffeinträge in Fließgewässer / Phosphoreinträge. <http://www.umweltbundesamt.de>.
- WACHTER, H. (1959): Würmsee und Ammersee, ein hydrologischer Vergleich. *Gewässer und Abwasser. Limnol. Schriftenreihe VI.* 76 S.
- WASMUND, E. (1943): Grundwasserverhältnisse und Seespiegelschwankungen im Oberbayerischen Osterseegebiet. *Mitt. Geogr. Ges. München* 27: 87–125.

Anhang

A-Tab. 1 Anzahl der Einleiter (Drainagegräben und Rohre) und Zuflüsse (Gräben und Bäche, Flüsse) in den jeweiligen Kartierabschnitten im Jahr 2000. Berücksichtigt wurden Einleiter und Zuflüsse, die während der Tauchkartierung vom Wasser aus festgestellt wurden sowie diejenigen, die bei der Uferkartierung an Land ausgemacht werden konnten.

Abs.	Zufluss	Einleiter	Summe
1			
2		2	2
3	1	3	4
4	1		1
5		2	2
6	1	2	3
7		1	1
8			0
9	1	5	6
10	1	1	2
11		2	2
12	2		2
13	1		1
14	2		2
15		1	1
16	1		1
17	1		1
18	15		15
19	1		1
20	12		12
21	3		3
22	1		1
23	1	2	3
24	3	1	4
25			0
26		1	1
27		1	1
28		1	1
29	1	1	2
30	4	1	5
31	1		1
32	1		1
33	1		1
34	6		6
35	2		2
36	4		4
37	1	1	2
38	1		1
39	2		2
40	2	1	3
41	7	1	8
42		1	1
43		1	1
44		1	1
45		1	1

Abs.	Zufluss	Einleiter	Summe
46		2	2
47			0
48	1		1
49			0
50	1		1
51			0
52	1		1
53			0
54	4	3	7
55	1	2	3
56	1		1
57	1	7	8
58	3	11	14
59	3	7	10
60		3	3
61		2	2
62		6	6
63		3	3
64	1	1	2
65	1	6	7
66		2	2
67	1	1	2
68		1	1
69			0
70	1	1	2
71		1	1
72	1	3	4
73		1	1
74			0
75	2	1	3
76			0
77	1		1
78			0
79	1	1	2
80	1	2	3
81		11	11
82		5	5
83		4	4
84		1	1
85		3	3
86	1		1
87	1		1
88	1	4	5
89		4	4
90		2	2

Abs.	Zufluss	Einleiter	Summe
91		6	6
92	1	7	8
93			0
94	1		1
95			0
96	1		1
97		7	7
98		4	4
99	1		1
100	1		1
101		3	3
102		2	2
103		7	7
104		2	2
105	1		1
106	2		2
107			0
108	2	1	3
109	6		6
110	5		5
111		1	1
112		2	2
113		1	1
114		1	1
115	1	5	6
116		1	1
117	1		1
118	1		1
119			0
120			0
121			0
122			0
123	2		2
124	1	1	2
125	1		1
126	1		1
127	3		3
128	1		1
129	1	3	4
130		3	3
131		2	2

A-Tab. 2 Abschnitte, deren Litoral im Jahr 2000 „mäßig-erheblich“ oder stärker mit Nährstoffen belastet waren (Klassifizierung nach SCHAUMBURG et al. 2001) sowie mögliche Ursachen der Nährstoffbelastung.

Abschnitte 2000	Zufluss	Einleiter	Hafen/ Landungssteg	diffuser Eintrag	Bemerkung
4	1				Badeplatz
6	1		1		Landungssteg
7		1			
8			1		Hafen
9	1	3			Martls-Graben
10	1	1			
13		2		möglich	Drainagen aus LW-Flächen
14	2			möglich	Drainagen aus LW-Flächen
16	1				Rötlbach
17	1				Drainagen aus LW-Flächen
20	3			möglich	Zufluss aus Weiher
21				möglich	
22				möglich	
24	3	1			Zufluss aus Weiherkette
25			1		Hafen
27		1	1		Landungssteg, Zufluss aus Weiher
29		1			Bootsstege, Zufluss aus Weiher
31				möglich	
32				möglich	
33				möglich	"Teehaus"
39	1				Seeseitenbach
40		1	1		Hafen
44			1		Landungssteg, Regenwasserkanal
50	1				Singer- und Märzenbach
69					Grundwasser-Zutritte
77	1				extreme Morphologie
78					extreme Morphologie
82		5		möglich	Gärten
84		1	1		Landungssteg
88	1	4	1		Landungssteg
94	1				Lüßbach
96	1				Maisingerbach
105	1				
109					Starzenbach
112		2	2		Hafen, Landungssteg
114		1	1		Hafen
116		1			
120					Flachwasserstelle im See
122					Ufer Roseninsel
123	2				
124	1				
126	1				Eichgraben
130				möglich	
131				möglich	

A-Tab. 3 Werte des Makrophyten-Index für die einzelnen Abschnitte (nach SCHAUMBURG et al. 2001) auf Basis der Tauchkartierung im Jahr 2000

Abschnitt	MI 2000
1	2,63
2	2,83
3	2,89
4	3,20
5	2,68
6	3,27
7	3,19
8	4,24
9	3,08
10	3,05
11	2,88
12	2,93
13	3,51
14	3,48
15	2,90
16	3,80
17	3,46
18	2,62
19	2,88
20	3,01
21	3,06
22	2,98
23	2,46
24	2,98
25	3,53
26	2,78
27	3,43
28	2,74
29	3,48
30	2,49
31	3,53
32	3,00
33	3,04
34	2,85
35	2,93
36	2,50
37	2,62
38	2,88
39	3,62
40	2,99
41	2,57
42	2,47
43	2,77
44	3,19
45	2,73
46	2,68

Abschnitt	MI 2000
47	2,79
48	2,56
49	2,38
50	3,06
51	2,85
52	2,60
53	2,57
54	2,86
55	2,63
56	2,55
57	2,69
58	2,59
59	2,69
60	2,81
61	2,61
62	2,82
63	2,61
64	2,59
65	2,62
66	2,69
67	2,76
68	2,70
69	3,04
70	2,61
71	2,92
72	2,60
73	2,63
74	2,63
75	2,77
76	2,89
77	3,48
78	3,07
79	2,94
80	2,87
81	2,92
82	3,23
83	2,78
84	3,31
85	2,83
86	2,85
87	2,82
88	3,36
89	2,68
90	2,66
91	2,51
92	2,68

Abschnitt	MI 2000
93	2,84
94	3,36
95	2,57
96	3,06
97	2,45
98	2,43
99	2,60
100	2,91
101	2,54
102	2,70
103	2,51
104	2,91
105	2,95
106	2,20
107	2,55
108	2,65
109	3,56
110	2,72
111	2,65
112	3,03
113	2,71
114	3,47
115	2,58
116	3,18
117	2,94
118	2,91
119	2,46
120	3,01
121	2,94
122	3,06
123	3,37
124	3,03
125	2,84
126	3,20
127	2,93
128	2,89
129	2,87
130	3,02
131	2,98

A-Tab. 4 Werte des Makrophyten-Index für die einzelnen Abschnitte (nach SCHAUMBURG et al. 2001) auf Basis der Tauchkartierung im Jahr 1989

Abschnitt	MI 1989 (Bericht)
1	2,79
2	3,57
3	3,39
4	3,11
5	2,94
6	3,09
7	2,56
8	2,74
9	3,17
10	2,80
11	2,68
12	3,26
13	2,76
14	3,40
15	2,42
16	2,98
17	2,55
18	2,84
19	2,49
20	3,85
21	3,31
22	3,07
23	3,19
24	2,20
25	3,25
26	3,20
27	3,12
28	3,10
29	2,84
30	2,86
31	2,97
32	3,24
33	2,95
34	3,24
35	2,99
36	3,15
37	2,33
38	2,61
39	2,74
40	3,64
41	2,66
42	2,45
43	2,65
44	2,81
45	2,48
46	3,05
47	2,87
48	2,52
49	3,17
50	2,90
51	2,87
52	2,69
53	2,67

Abschnitt	MI 1989 (Bericht)
54	2,77
55	2,99
56	3,19
57	3,08
58	3,16
59	3,30
60	3,19
61	3,18
62	3,28
63	3,09
64	3,04
65	3,05
66	3,31
67	3,14
68	3,08
69	3,09
70	3,06
71	3,21
72	3,45
73	3,15
74	3,10
75	3,25
76	3,37
77	3,14
78	3,30
79	3,03
80	3,28
81	2,80
82	2,66
83	2,44
84	2,39
85	2,69
86	2,44
87	2,64
88	2,66
89	2,61
90	2,53
91	3,02
92	2,58
93	2,83
94	2,88
95	2,82
96	2,79
97	2,86
98	2,28
99	2,50
100	2,44
101	2,25
102	2,29
103	2,66
104	2,70
105	3,22
106	3,03

Abschnitt	MI 1989 (Bericht)
107	2,67
108	2,79
109	2,39
110	2,73
111	2,74
112	3,50
113	2,80
114	2,39
115	2,57
116	2,81
117	3,08
118	2,89
119	3,39
120	3,38
121	2,95
122	2,53
123	2,92
124	3,38
125	2,73
126	2,81
127	3,39
128	3,91
129	2,88
130	2,73
131	3,03
132	3,27
133	2,89
134	2,44
135	2,49
136	4,29
137	2,79
138	2,84
139	3,11
140	2,28
141	2,53
142	4,11
143	2,38
144	2,56
145	2,89
146	3,11
147	3,13
148	2,57
149	3,05
150	3,73
151	2,89

A-Tab. 5 Werte des Makrophyten-Index für die einzelnen Abschnitte (nach SCHAUMBURG et al. 2001) auf der Basis der Tauchkartierung im Jahr 1979

Abschnitt	MI 1979 (Bericht)	Abschnitt	MI 1979 (Bericht)	Abschnitt	MI 1979 (Bericht)
1	2,72	23	3,38	45	2,75
2	2,84	24	3,73	46	2,71
3	2,92	25	2,90	47	3,09
4	3,66	26	2,70	48	3,44
5	3,65	27	2,82	49	2,90
6	3,34	28	2,90	50	3,10
7	3,49	29	2,90	51	3,09
8	3,14	30	2,90	52	3,00
9	3,33	31	2,96	53	2,80
10	3,15	32	2,98	54	3,30
11	3,11	33	3,63	55	2,83
12	2,57	34	2,57	56	3,13
13	2,95	35	3,56	57	3,10
14	3,55	36	3,07	58	3,03
15	3,25	37	2,87	59	2,99
16	3,14	38	2,80	60	2,86
17	3,52	39	2,68	61	2,65
18	2,92	40	2,69	62	2,52
19	3,10	41	3,41	63	3,09
20	3,33	42	2,77	64	2,66
21	3,68	43	2,60		
22	3,07	44	2,63		

A-Tab. 6 Trophische Einstufung der Rote Liste-Arten (Klassifizierung nach SCHAUMBURG et al. 2001). Arten, die keiner Indexklasse zugeordnet werden konnten, wurden mit Hilfe von Literaturzitat in SCHMEDITJE et al. (1998) eingestuft.

MI	Indexklasse	Trophie	Anzahl der Arten		
			1979	1989	2000
1,00–2,39	1,0 1,5 2,0	oligotroph	2	3	3
2,40–2,68	2,5	oligo-mesotroph	3	5	7
2,95–3,29	3,0	mesotroph	3	3	3
3,30–3,54	3,5	meso-eutroph	1	2	2
3,90–5,00	4,0 4,5 5,0	eutroph	1	1	1
		indifferent		2	1

A-Tab.7 Notauslässe der Ringkanalisation am Starnberger See (Quelle: Abwasserverband Starnberger See)

Notauslass	Kartierabschnitt 2000	Nährstoffbelastung des Abschnitts
Pumpstation Tutzing Süd	11	mäßig
Pumpstation Höhenried	21	mäßig-erheblich
südlich von St. Heinrich	50	mäßig-erheblich
nördlich von Ambach	62	mäßig
nördlich von Ammerland	74	gering
Pumpstation Allmannshausen	81	mäßig
nördlich von Berg	89	gering
Pumpstation Niederpöcking	108	gering
Pumpstation Garatshausen	130	mäßig-erheblich