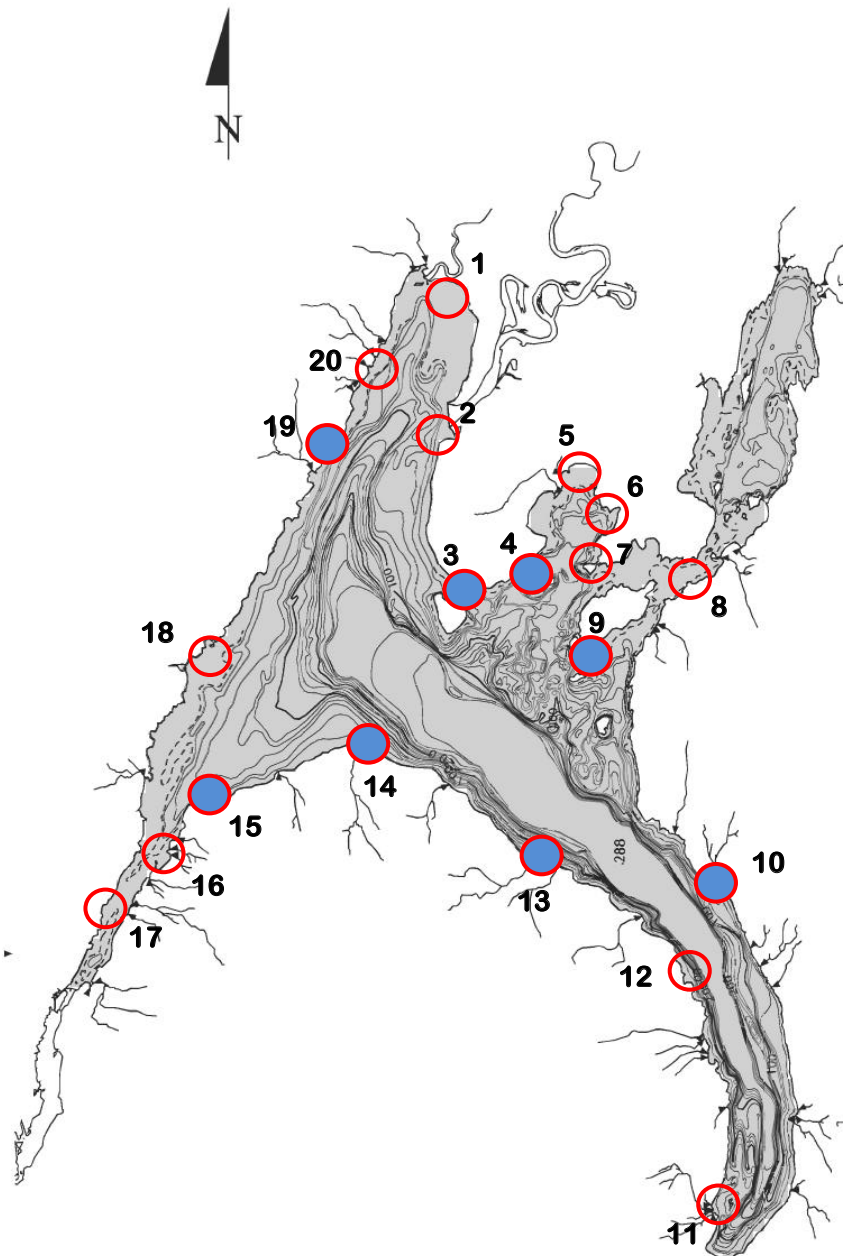


ØKOSTOR

Evaluering av feltmetodikk for overvåking av vannvegetasjon i store innsjøer



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel ØKOSTOR. Evaluering av feltmetodikk for overvåking av vannvegetasjon i store innsjøer.	Løpenummer 7643-2021	Dato 17.06.2021
Forfatter(e) Marit Mjelde Jan-Erik Thrane	Fagområde Ferskvannsbiologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 34

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet M-2077 2021	Oppdragsreferanse Steinar Sandøy
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 200125

Sammendrag

Hensikten med prosjektet har vært å evaluere feltmetodikken for vannplanter brukt i basisovervåkingen i store norske innsjøer. Analysene er basert på data fra 24 innsjøer undersøkt i 2015-2019, og viser at både antall stasjoner og plassering fanger opp det meste av artsrikdommen i de fleste innsjøene, samt estimerer indeksverdiene med god nøyaktighet. I tillegg gir undersøkelser på 8 stasjoner en rimelig grad av sikkerhet for beregning av midlere nedre voksegrense for bestander av *Isoetes lacustris*. Beregning av indeksene er ikke en del av foreliggende prosjekt, men ulike beregningsmetoder bør vurderes og diskuteres, og rapporten gir noen første eksempler. Oppdatert feltmetodikk for videre undersøkelse av vannvegetasjon i store innsjøer (ØKOSTOR) er presentert i rapporten, dessuten er behov for videre arbeid omtalt.

Fire emneord	Four keywords
<ol style="list-style-type: none"> Store innsjøer Vannplanter Feltmetodikk Vannforskriften 	<ol style="list-style-type: none"> Large lakes Aquatic macrophytes Field methods Water Framework Directive

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Marit Mjelde
Prosjektleder

Therese Fosholt Moe
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7379-3
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

ØKOSTOR

Evaluering av feltmetodikk for
overvåking av vannvegetasjon i store
innsjøer

Forord

Norsk Institutt for Vannforskning har på oppdrag fra Miljødirektoratet foretatt en evaluering av feltmetodikk for undersøkelse av vannvegetasjon i store innsjøer.

De statistiske analysene er foretatt av Jan-Erik Thrane. Anbefalinger mht. feltmetodikk er diskutert med Benoît Demars og Marthe T.S. Jenssen. Rapporten er skrevet av Marit Mjelde og Jan-Erik Thrane. Marit Mjelde har vært NIVAs prosjektleder mens Susanne C. Schneider har kvalitetssikret rapporten.

Steinar Sandøy har vært oppdragsgivers kontaktperson.

Takk til alle for godt samarbeid.

Oslo, 4. september 2020

Marit Mjelde

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	7
1.1	Bakgrunn	7
1.2	Formål	7
2	Materiale og metoder	8
2.1	Foreliggende feltmetodikk	8
2.1.1	Standard registrering av arts mangfold	8
2.1.2	Øvre og nedre dybdegrenselse for bestander av <i>Isoetes lacustris</i>	8
2.1.3	Indeksberegninger	9
2.2	Datamateriale	10
2.3	Analysar	11
2.3.1	Antall arter og prøvetakingsinnsats	11
2.3.2	Beregning av rarefaction-kurver	11
2.3.3	Stasjonsantall og klassifiseringsresultat	13
2.3.4	Stasjonsantall og midlere dybdegrensar for <i>Isoetes lacustris</i>	13
3	Resultatar	13
3.1	Artsrikdom og antall stasjonar	13
3.2	Effekter av innsjøparametere på nødvendig prøvetakingsinnsats	15
3.3	Endring i indeksverdier	17
3.4	Nedre og øvre dybdegrensar for <i>Isoetes lacustris</i>	21
3.5	Ulike metoder for beregning av indeksverdi	23
4	Diskusjon	26
5	Anbefalinger mht. i feltmetode	29
6	Behov for vidare arbeid	30
7	Referansar	32

Sammendrag

Formålet med prosjektet har vært å vurdere om antall og fordeling av stasjoner (både for artsregistrering og for nedre voksegrense) produserer data som gir et representativt bilde på artssammensetning og tilstand av vannvegetasjonen i innsjøen, samt vil kunne spore reelle endringer over tid.

Datamaterialet omfatter vannvegetasjonsregistreringer fra 26 innsjøer undersøkt i perioden 2015-2019, hvilket omfatter artslister fra 584 stasjoner. Seks av innsjøene er undersøkt to år. Videre er bestandsgrenser for stivt brasmegras *Isoetes lacustris* fra 247 stasjoner inkludert.

Analysene viste at både antall stasjoner og fordelingen av stasjonene som er benyttet i ØKOSTOR i perioden 2015-2019 fanger opp det meste av artsrikdommen i de fleste innsjøene, og estimerer indeksverdiene med god nøyaktighet. Vi fant ingen signifikant effekt på antall stasjoner som trengs for sikker kvantifisering av artsmangfoldet når vi inkluderte ulike parametere som innsjøtype, innsjøareal, strandlinjekompleksitet, høyde over havet, siktedyp og vinternedtapping. Dette skyldes nok at datamaterialet er for lite til å kunne ta hensyn til den forholdsvis store spredningen i reguleringsregime, høyde over havet og region, særlig blant de moderat kalkrike innsjøene (14 stk.). Manglende effekt av areal og strandsonekompleksitet gjenspeiler sannsynligvis at utvelgelsen av stasjoner er basert på en ikke-tilfeldig metode, dvs. at vi spesifikt har valgt stasjoner som representerer ulike habitater og ulike deler av innsjøen for å fange opp mest mulig av variasjonen i nisjer og dermed også i artssammensetningen.

Vi foreslår foreløpig å opprettholde det antall stasjoner som er benyttet i perioden 2015-2020, uavhengig av innsjøtype, region, mm. Unntaket er for de sterkt regulerte innsjøene, der erfaring fra feltundersøkelsene har vist at det er sannsynlig at man vil kunne fange opp artsinventaret med færre stasjoner.

Seks av innsjøene er undersøkt to ganger, i 2015 og 2019. Det er til dels store forskjeller i artsantall og indeksverdier mellom de to årene. Den mest sannsynlige årsaken til dette er registreringer på ulike tidspunkt i sesongen. Registrering av vannvegetasjon i store innsjøer bør derfor generelt, dersom mulig, foretas midt i eller seint i sesongen (august-begynnelsen av september). Det bør i hvert fall tilstrebes omtrentlig samme registreringstidsrom for innsjøer som undersøkes flere ganger.

Analysene viser at undersøkelser på 8 stasjoner gir en rimelig grad av sikkerhet for beregning av midlere nedre voksegrense for bestander av stivt brasmegras. Antall stasjoner må økes dersom man ønsker samme grad av sikkerhet for beregning av øvre voksegrense. Øvre grense er imidlertid ikke foreslått brukt i vurdering av økologisk tilstand. Vi foreslår derfor ingen økning i antall stasjoner.

Indeksverdien til en innsjø kan i prinsippet beregnes på ulike måter. Foreløpig er indeksverdien for store innsjøer beregnet på samme måte som for mindre innsjøer, dvs. at indeksen baseres på innsjøens totale artsliste. Rapporten viser også eksempler på beregning av indeksverdier basert på gjennomsnittet av indeksverdiene fra hver enkelt stasjon. De to beregningsmåtene kan for enkelte innsjøer gi forskjellig økologisk tilstand. Vurdering av ulike beregningsmåter faller utenfor målsetningen med det foreliggende prosjektet, men disse foreløpige analysene viser at det er viktig å få belyst og diskutert effektene av, og usikkerheten i, ulike beregningsmåter.

Oppdatert feltmetodikk for undersøkelse av vannvegetasjon i store innsjøer (ØKOSTOR) er presentert i rapporten, dessuten er behov for videre arbeid omtalt.

Summary

Title: Evaluation of the macrophyte field method used in surveillance monitoring of large Norwegian lakes

Year: 2020

Author(s): Marit Mjelde, Jan Erik Thrane

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7379-3

The purpose of this project has been to evaluate the field methods used for the assessment of aquatic macrophytes in large Norwegian lakes, specifically the number and placement of localities, and whether the current practice gives a representative species list, and can trace changes over time.

The dataset consists of species lists from 584 localities in 26 lakes, investigated in 2015-2019. Six lakes have data from two years. In addition, upper and lower growing depths for *Isoetes lacustris* stands from 247 stations are included.

Our analyses show that both number and positions of stations used in ØKOSTOR in the period 2015-2019 are sufficient to detect most of the macrophyte diversity in most lakes and estimates the index values with high precision. Including relevant lake parameters (lake type, lake area, shoreline development, altitude, secchi depth and winter drawdown) gave no statistical effect on the number of stations needed for detection of species diversity. Most likely, the available dataset is too small to consider the large variations in water regulation, altitude and region, especially in the moderate alkalinity lakes (14 lakes). The absence of an effect of lake area and shoreline development is most likely due to the non-random selection of stations, i.e. we specific choose stations which represent different habitats and lake areas to detect most of the niche variations and macrophyte diversity.

We suggest maintaining the number of stations used in the period 2015-2019, independent of lake type, region, etc., with possible exception in the heavily modified lakes, where the field experience indicate that fewer stations may detect the diversity.

Six of the lakes are surveyed twice, in 2015 and 2019. The observed differences in species richness and index values between the two years are most probably due to different survey periods. We therefore suggest that macrophyte surveys in large lakes, if possible, take place in August or in the beginning of September, or at least aim to use the same part of the season for repeated surveys.

Further, 8 stations seem to give a reasonable estimation of the average lower growing depth range of *I. lacustris* in the lakes. More stations are needed to achieve the same certainty for the upper growing depth. However, upper growing depth is not used in the ecological assessments and therefore, we suggest no increase in number of stations.

Index values can be calculated in different ways. So far, the index values have been calculated similarly in large and small lakes, i.e. based on the total lake species list. This report gives examples on calculations based on the average of index values from each locality as well. The two methods can in some lakes result in different status classes. Different ways of calculating an overall index for a lake is not part of the present project but shows that this may be important to discuss. The report gives some preliminary input to this discussion.

An updated field method for macrophyte surveys in large lakes is presented, and some input to further considerations.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Vannplanter er en av organismegruppene som brukes ved vurdering av økologisk tilstand i innsjøer. I henhold til Vanddirektivet (EU 2000) skal indeksene reflektere både endring i artssammensetning og mengde.

For vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering er trofiindeksen Tlc benyttet både for små og store innsjøer (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Trofiindeksen Tlc ble utviklet rundt 2006 og en første versjon ble testet av Penning et al. (2008a, b). Indeksen har vært i bruk i basisovervåking for referansesjøer (ØKOFERSK) siden 2009, med reviderte klassegrenser fra 2013 (Mjelde, unpubl.). Økologisk tilstand i forhold til forsurening vurderes vha. indeksen Slc for svært kalkfattige og kalkfattige innsjøer. Indeksen for vannstandsregulering Wlc er utviklet for innsjøer regulert til vannkraft (Mjelde et al. 2013) og benyttes først og fremst i slike innsjøer, men har vært testet ut også for innsjøer regulert til annet formål. Alle disse indeksene reflekterer endring i artssammensetning.

Nedre voksegrense er en vanlig brukt indikator for endring i mengde, og fungerer naturlig nok bare i dype innsjøer med dybder nedenfor vegetasjonssona (Søndergaard et al. 2013). Det er ikke utviklet norske grenselinjer for denne parameteren. Nedre voksegrense for enkeltarter som vokser dypt er notert i overvåkingen av referansesjøer (ØKOFERSK).

Basisovervåking av store innsjøer etter vannforskriften kom i gang i 2015. I utgangspunktet ble innsjøer større enn 50 km² vurdert som store. Mindre innsjøer ble inkludert i de vannregionene eller fylkene hvor så store innsjøer manglet. I perioden 2015-2019 er totalt 24 innsjøer undersøkt mht. vannvegetasjon. I tillegg ble Mjøsa undersøkt med samme metodikk i 2014. Seks av innsjøene er undersøkt 2 ganger. I tillegg blir 6 innsjøer undersøkt for andre gang i 2020 (ikke inkludert her). For vannvegetasjon i store innsjøer er det benyttet en feltmetodikk anbefalt av Mjelde og Edvardsen (2015). Metoden var basert på enkle analyser av vannplantedata fra Mjøsa for 2014. Det ble gitt anbefalinger mht. antall stasjoner og feltregistreringsmetodikk.

1.2 Formål

Hovedformålet med dette prosjektet er å vurdere om antall og fordeling av stasjoner (både standard registrering og stasjoner for nedre voksegrense) produserer data som gir et representativt bilde på artssammensetning og tilstand av vannvegetasjonen i innsjøen, og som vil kunne spore reelle endringer over tid.

Mer spesifikt vil vi vurdere:

- gir feltmetoden gode nok data til å produsere ei representativ liste for vannplanter i hver innsjø, uansett størrelse, innsjøtype, region mm.?
- vil dataene som samles inn reflektere det reelle forholdet mellom sensitive og tolerante arter og dermed kunne spore eventuelle endringer i økologisk tilstand, og hvor signifikante er endringene, for ulike innsjøtyper og regioner?
- gir undervannsfotografering gode nok data for å vurdere nedre grense og evt. signifikante endringer i denne?
- kan antall stasjoner (både for artsregistrering og nedre grense) reduseres eller må de økes?

Evaluering av indeksene og hvordan disse beregnes er ikke en del av dette prosjektet. Imidlertid inkluderer rapporten noen eksempler på ulike beregningsmåter. Dette må analyseres og vurderes grundigere ved en senere anledning.

2 Materiale og metoder

2.1 Foreliggende feltmetodikk

Foreliggende feltmetodikk for store innsjøer er basert på anbefalingene i Mjelde og Edvardsen (2015), med noen mindre modifiseringer. Metodikken er benyttet ved undersøkelsene av store innsjøer (ØKOSTOR) i 2015-2020 og publisert i årsrapportene (Lyche-Solheim mfl. 2016-2020).

2.1.1 Standard registrering av arts mangfold

Artsregistreringer

Standard feltmetodikk for registrering av vannplanter i innsjøer ble utviklet på NIVA på 1980-tallet. Denne metodikken er som hovedregel benyttet ved senere registreringer, og inngår i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018).

Utbredelse og sammensetning av vannplanter i store innsjøer kartlegges ved hjelp av samme standard metodikk som for øvrige innsjøer. Vegetasjonen kartlegges fra båt vha. vannkikkert og kasterive/rive og omfatter dybdesonen fra vannkanten ned til nedre grense for vegetasjonen. Undersøkelsene foretas én gang på sensommeren, da forekomsten av vannplanter er størst. Mengde av enkeltarter vurderes vha. av en 5-delt semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Dybdegrensene for viktige arter og livsformgrupper noteres.

Stasjoner

For alle ØKOSTOR-innsjøene med arealer over 30 km² undersøkes vannvegetasjonen på 20 stasjoner, for innsjøer med areal 10-30 km² benyttes 15 stasjoner og for innsjøer mindre enn 10 km² undersøkes vegetasjonen på 10 stasjoner. Det er gjort unntak for enkelte innsjøer. Foreløpig gjelder dette Gjende, som ikke er undersøkt da man antar at forekomsten av vannvegetasjon er liten pga. at den er en svært turbid fjellsjø. Heller ikke Møsvatn er undersøkt. Vannvegetasjonen forventes å være svært sparsom siden den er kraftig regulert og ligger i fjellet. I det regulerte Altevatt ble vannvegetasjonen undersøkt på et redusert antall stasjoner.

For å fange opp flest mulig arter legges stasjonene slik at de dekker de ulike habitatene i innsjøen (Figur 1). Utvelgelsen baseres på kart, flyfoto og dybdekart, og evt. andre kilder. Foreløpig plassering av stasjonene foretas før feltstart, mens justeringer og endelig plassering av stasjonene kan gjøres i felt for å sikre at ulike habitater blir dekket.

2.1.2 Øvre og nedre dybdegrense for bestander av *Isoetes lacustris*

Det er allment akseptert av nedre voksegrense er en god og enkel proxy for dekning av vannplanter i dype innsjøer (Spears et al 2009). I store oligo-mesotrofe innsjøer i Norge med liten-moderat regulerings høyde er stivt brasmegras *Isoetes lacustris* som regel den viktigste arten ved vegetasjonens nedre grense, og kan vokse ned til 7-8 m dyp (Rørslett og Brettum 1989). Bestander av denne arten er valgt som indikator på nedre voksegrense. Arten er lite erosjonstolerant og øvre grense påvirkes

av regulering. Øvre grense for bestandene blir derfor også registrert. Bestander av arten er lett å skille fra andre arter, også med undervannskamera. Enkeltplanter av både *Isoetes* og andre arter kan vokse noe dypere, men dette kan være tilfeldig, og slike enkeltarter kan lett overses fra gang til gang.

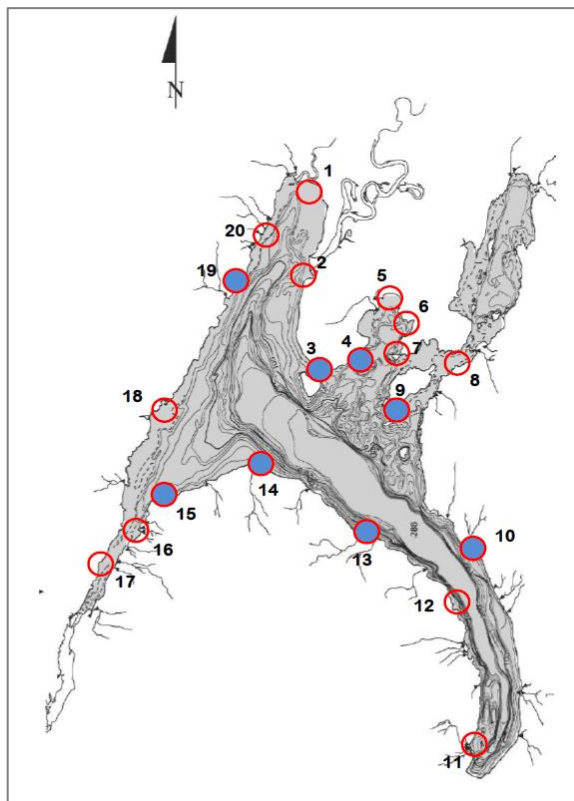
Stasjoner

Rundt i innsjøen er det ofte noe variasjon i både bestander og dybdeutbredelse av *Isoetes*. For å sikre et godt nok datamateriale ble det derfor foreslått å kartlegge 8 stasjoner sentralt plassert i hver innsjø. Det foreligger kun enkle analyser som bakgrunn for stasjonsantall eller plassering.

Registreringer

Det benyttes undervannskamera med påmontert dybdemåler for å vurdere bestander og nedre grense. På hver stasjon kjøres 2 transekter (ut og inn) fra ca. 0,5 m dyp og ut til 8-10 m dyp. Dybdegrensene for hver stasjon (ikke pr transekt) bestemmes og midlere grenser for hver innsjø oppgis. Alle dybdeangivelser angis i forhold til vannstand ved registreringstidspunktet.

For å kunne vurdere endringer i forhold til tidligere eller senere undersøkelser, eller i forhold til andre innsjøer, må dyp for voksegrensene relateres til medianvannstand. Dette kan være et problem for uregulerte innsjøer hvor vannstandsdata ikke eller bare sporadisk samles inn. De fleste store innsjøer har imidlertid vannstandsdata. Undervannskamera gir ikke god nok artsoppløsning til å kunne benyttes for standard artskartlegging, og kan heller ikke benyttes på grunt vann, grunnere enn 0,5 m dyp, hvor flere viktige arter har sitt leveområde.



Figur 1. Eksempel på stasjonskart. Tyrifjorden. Røde ringer: standard artsregistrering. Fylte blå ringer: i tillegg registrering av nedre grense.

2.1.3 Indeksberegninger

Trofiindeksen Tlc er beregnet for alle innsjøene. Forsuringsindeksen Sic er beregnet for kalkfattige og svært kalkfattige innsjøer. Vannstandsindeksen Wlc er beregnet for alle innsjøene, men indeksen må brukes med forsiktighet for innsjøer regulert til annet formål enn vannkraft.

Hver indeks er basert på forholdet mellom antall sensitive og antall tolerante arter ut fra egne lister for artsspesifikk følsomhet for henholdsvis eutrofiering, vannstandsendringer og forsurening. Beregningene er basert på det totale artsinventaret fra samtlige stasjoner i hver innsjø, dvs. basert på den totale artslista for innsjøen.

Aggregering av stasjoner til delområder basert på likhet i substrat, eksponering og påvirkning er tidligere vurdert, men er så langt ikke funnet å gi noe fullgodt bilde av variasjon innen hver innsjø (Lyche Solheim m.fl. 2016). Oppdeling i geografiske delområder er heller ikke benyttet.

2.2 Datamateriale

I perioden 2014-2019 ble artssammensetningen i innsjøer større enn 30 km² undersøkt på 20 stasjoner (i Mjøsa noen flere stasjoner), i innsjøer 10-30 km² ble 15 stasjoner besøkt, mens 10 stasjoner ble besøkt i innsjøer <10 km². I utgangspunktet skulle nedre grense undersøkes vha. undervannskamera på 8 stasjoner i alle innsjøene.

Pr februar 2020 er totalt 31 innsjø-år inkludert (tabell 1), hvilket gir artslister for 584 stasjoner. Seks av innsjøene er undersøkt to år, hvilket gir 60 artslister som kan vurderes i forhold til endringer over tid. Tilsvarende har vi bestandsgrenser for 247 stasjoner. I tillegg kommer data fra 6 innsjøer som undersøkes i 2020; Femunden, Limingen, Røssvatnet, Salsvatnet, Selbusjøen og Snåsavatn. Disse dataene kan lett inkluderes på et senere tidspunkt.

Tabell 1. Undersøkte innsjøer i perioden 2015-2019.

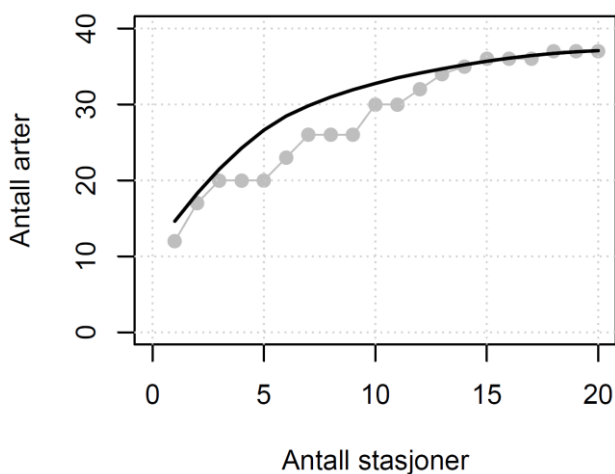
Type regulering: H3=vannkraft, H2=annen regulering, Na=naturlig. Reguleringshøyde viser LRV-HRV, mens vinter nedtapping viser midlere vannstandsvariasjon siste 10 år (også regnet ut for uregulerte innsjøer) (jfr. Mjelde m.fl. 2013).

fylke	NVEnr.	Innsjø	innsjø		innsjø-		sikte-		reg. høyde	vinter- nedtapp.	Ant. stasjoner	
			type	us. år	areal	hoh.	dyp	reg.			arter	dybde
					km2	m	m		m	m		
AK/HE/OP	118	Mjøsa	201	2014	366	123	7,9	H3	3,61	3,25	28	9
BU/VE	542	Eikeren	201	2015	27,7	19	6,9	H3	1,8	0,66	15	8
TE	1267	Nisser	001	2015	76,3	247	7,1	H3	3	0,85	19	8
TE	6	Norsjø	101	2015	55,2	15	5,1	H2	0,15	0,27	20	9
OP	523	Randsfjorden	201	2015	140,1	135	6,5	H3	3	2,57	20	8
TE	2	Tinnsjø	101	2015	49,4	190	9,5	H3	4	2,76	20	8
BU/VE	522	Tyrifjorden	201	2015	123,6	63	5,4	H3	1	0,62	20	9
HE/ST	1348	Femunden	101	2016	203,5	664	9,5	Na	-	0,19	20	8
NT	1131	Limingen	101	2016	93	418	11,1	H3	8,7	6,08	20	8
NO	501	Røssvatnet	201	2016	218,5	384	13,8	H3	12,45	4,9	20	9
NT	723	Salsvatnet	001	2016	44,77	8	8,7	H2	1?	0,8	20	8
ST	892	Selbusjøen	101	2016	57	158	6,6	H3	6,3	4,7	20	8
NT	930	Snåsavatn	101	2016	122	21	4,9	H2	1,4	0,5	20	8
AA	1063	Byglandsfjord	001	2017	33,5	203	6,6	H3	5	1,4	20	8
MR	1994	Eikesdalsvatn	101	2017	23,2	22	15,9	Na	-	0,46	15	8
SF	1807	Hornindalsvatn	001	2017	50	53	11,2	Na	-	0,71	20	8
VA/RO	1399	Lundevatn	001	2017	27,5	49	7	H2	4,5	1,1	15	8
AK/HE/OP	118	Mjøsa	201	2017	366	123	8,9	H3	3,61	3	25	9
HO	2085	Vangsvatn	001	2017	7,8	47	6,6	Na	-	2,2	10	10
AK/ØS	113	Øyeren	201	2017	84	101	2,3	H3	2,4	2,2	20	8
TR	2396	Altevatn	201	2018	80	489	8,5	H3	16,2	8,7	12	5
FI	2279	Iesjavri	201	2018	68	391	9,6	Na	-	-	20	4
BU	521	Krøderen	101	2018	43,8	133	5,8	H3	2,6	2,1	20	8
FI	2181	Stuorajavri	201	2018	21	371	8,5	Na	-	-	15	8
TR	2404	Takvatnet	201	2018	15,2	215	12,2	Na	-	-	15	6
BU/VE	542	Eikeren	201	2019	27,7	19	7,7	H3	1,8	0,99	15	8
TE	1267	Nisser	001	2019	76,3	247	7	H2	3	0,85	20	8
TE	6	Norsjø	101	2019	55,2	15	5,3	H2	0,15	0,34	20	8
OP	523	Randsfjorden	201	2019	140,1	135	5,3	H3	3	2,6	20	8
TE	2	Tinnsjø	101	2019	49,4	190	9,7	H3	4	2,61	20	9
BU/VE	522	Tyrifjorden	201	2019	123,6	63	6,2	H3	1	0,62	20	8

2.3 Analyser

2.3.1 Antall arter og prøvetakingsinnsats

Ved undersøkelser av artsrikdom (=antall arter) vil det kumulative antallet arter som observeres øke med prøvetakingsinnsatsen. Ved bruk av standard undersøkelsesmetodikk for vannplanter i innsjøer vil prøvetakingsinnsatsen tilsvare antall stasjoner, eller totalt undersøkt areal dersom stasjonene er av omtrent samme størrelse. Sammenhengen mellom artsantall og prøvetakingsinnsats kalles gjerne for en arts-akkumulasjonskurve, eller mer generelt en *rarefaction-kurve* (Gotelli & Colwell 2001). Hovedforskjellen mellom disse er at arts-akkumulasjonskurven vil avhenge av rekkefølgen man teller opp stasjonene på, mens rarefaction-kurven viser det statistiske gjennomsnittet, dvs. den forventede sammenhengen mellom antall arter og antall stasjoner om man hadde gjort den samme undersøkelsen mange ganger (Figur 2). Typisk for rarefaction-kurven er at den øker raskt i starten, for så å flate ut mot en asymptote ved høy prøvetakingsinnsats.



Figur 2. Eksempel på en arts-akkumulasjonskurve (grå punkter) og en *rarefaction*-kurve (heltrukken linje). Mens arts-akkumulasjonskurven avhenger av hvilken rekkefølge stasjonene undersøkes eller telles opp på, er *rarefaction*-kurven et statistisk gjennomsnitt basert på en gjentatt re-sampling av dataene fra hele «populasjonen» av stasjoner.

Vannplanteundersøkelser i store innsjøer innebærer prøvetaking på et gitt antall stasjoner per innsjø. Undersøker man «for få» stasjoner risikerer man å ikke fange opp nok av den totale artsrikdommen, slik at artslistene og indeksverdiene blir upålitelige. Undersøkes derimot «for mange» stasjoner, risikerer man å bruke unødvendig mye ressurser på kanskje bare å fange opp én eller to ekstra arter, som ikke nødvendigvis vil øke påliteligheten i resultatene. Et viktig spørsmål er derfor hvor mange stasjoner som er «nok» til å fange opp en adekvat andel av det totale artsantallet (med det totale artsantallet mener vi her det *asymptotiske artsantallet*, dvs. det estimerte antallet arter en vil forvente ved undersøkelse av et høyt antall stasjoner). For beregning av indeksverdier er det også viktig å vite hvor mange stasjoner som trengs for å få et godt nok estimat på forholdet mellom sensitive og tolerante arter for en gitt påvirkning.

En kan tenke seg at det adekvate antallet stasjoner vil variere mellom innsjøer, f.eks. som funksjon av innsjøareal, strandlinjekompleksitet, kalsiuminnhold eller geografisk plassering. For å kunne undersøke dette nærmere har vi beregnet *rarefaction*-kurver og avledet relevante parametere fra disse kurvene for alle unike innsjø-år.

2.3.2 Beregning av *rarefaction*-kurver

For å kvantifisere den statistiske sammenhengen mellom antall stasjoner og antall arter beregnet vi *rarefaction*-kurver ved hjelp av såkalt Monte Carlo re-sampling (se f.eks. Gotelli & Colwell 2001) i statistikkprogrammet R (R Core Team 2020). I hver innsjø ble det undersøkt et gitt antall stasjoner

(n), hvor n som regel var 20, 15 eller 10 (se kap. 2.1.1). På hver stasjon ble det registrert hvilke arter som var til stede, slik at vi hadde én artsliste for hver stasjon i innsjøen. Ved hjelp av tilfeldig utvalg uten tilbakelegging, trakk vi ut 1000 tilfeldige kombinasjoner av artslister fra $i = 1, 2, 3 \dots n$ stasjoner fra hver innsjø. Vi trakk altså ut 1000 tilfeldige artslister fra én stasjon (total 1000 artslister), 1000 tilfeldige kombinasjoner av artslister fra to stasjoner (totalt 2000 artslister), 1000 tilfeldige kombinasjoner av 3 stasjoner (totalt 3000 artslistere), osv. For hver av de 1000 tilfeldige utvalgene av i stasjoner/artslistere talte vi opp det kumulative artsantallet. Til slutt satt vi igjen med 1000 kumulative (totale) artsantall fra hver kombinasjon av i stasjoner. Som et statistisk mål på forventet antall arter for et utvalg på i stasjoner benyttet vi medianen av de 1000 tilfeldige utvalgene. Vi plukket også ut 5% og 95%-kvantilene som mål på variasjon rundt medianen.

Modelltilpasning

For å kunne estimere asymptotisk artsantall og hvor mange stasjoner som trengs for å fange opp en adekvat andel av det asymptotiske artsantallet, måtte vi tilpasse en statistisk modell til dataene. Ulike modeller kan i teorien passe til den typen avflatende kurver som rarefaction-kurven representerer. Vi testet både en potensfunksjon ($\log(\text{artsantall})$ vs. $\log(\text{antall stasjoner})$), en eksponentiell funksjon ($\log(\text{artsantall})$ vs. antall stasjoner), en Michaelis-Menten funksjon, en logistisk funksjon og en asymptotisk eksponentiell modell. Alle modellene passet ganske godt til dataene, men den asymptotiske eksponentielle var den «beste», dvs. den som ga lavest residual standardfeil. Den passet også dataene best basert på visuell inspeksjon av diagnostiske plott. Følgende modell ble derfor tilpasset hver enkelt rarefaction-kurve:

$$y = \text{Asym} + (R_0 - \text{Asym})e^{-e^{lrc}x}$$

Hvor y = totalt antall arter, x = antall stasjoner, Asym = asymptotisk artsantall, R_0 = antall arter når $x = 0$ og lrc = en parameter som er med å styre hvor raskt kurven stiger mot asymptoten. Merk at parameteren R_0 ikke gir mening rent økologisk, ettersom den tilsier at antall arter (y) > 0 når antall stasjoner = 0. Grunnen til at denne parameteren er med er at denne modellen passet bedre til dataene enn en modell som tvinger funksjonen gjennom null når antall stasjoner (x) er lik null.

Ved å stokke om på funksjonen kan man beregne hvor mange stasjoner (S_f) man må ha for å fange opp en gitt andel f av det asymptotiske artsantallet:

$$S_f = \log\left(\frac{(f \times \text{Asym}) - \text{Asym}}{R_0 - \text{Asym}}\right) - (1/e^{lrc})$$

Vi valgte å sette f til 95%, dvs. vi beregnet antallet stasjoner som trengs for å fange opp 95 % av det asymptotiske artsantallet (f.eks. 19 av 20 arter). Denne parameteren er i resten av rapporten kalt S_{95} .

Testing av ulike innsjøparameteres effekt på stasjonsantall

For å undersøke hvilke faktorer som påvirker antallet stasjoner som trengs for å fange opp 95% av det asymptotiske artsantallet (S_{95}), gjorde vi en multippel lineær regresjon hvor S_{95} ble modellert som funksjon av: innsjøtype; svært kalkfattig (<1 mg Ca/l), kalkfattig (1-4 mg Ca/l) eller moderat kalkrik (4-20 mg Ca/l), innsjøareal, høyde over havet, siktedyp, strandlinjekompleksitet (forholdet mellom strandlinjas lengde og en sirkel med samme areal som innsjøen, $D_L = L/2 \sqrt{\pi A_0}$, D_L = strandlinjekompleksiteten, L = strandlinjas lengde og A_0 = arealet av innsjøen), vinternedtapping (midlere forskjell mellom høyeste regulerte vannstand i oktober-desember og laveste vannstand i april-mai, jfr. Hellsten 2001). Disse er blant de viktigste faktorene for artsantallet i en innsjø (se f.eks. Mjelde 1997, samt rapporter fra ØKOSTOR-prosjektet, f.eks. Lyche-Solheim m.fl. 2020). Modellen inkluderte også totalt registrert artsantall.

2.3.3 Stasjonsantall og klassifiseringsresultat

I tillegg til å vurdere hvordan totalt antall arter endres med prøvetakingsinnsats ønsker vi å se på hvordan stasjonsantallet påvirker klassifiseringsresultatet (dvs. antall sensitive og tolerante arter). Både eutrofierings (T_{IC})-, forsurings (S_{IC})- og vannstandsindeksen (W_{IC}) beregnes som forholdet mellom sensitive og tolerante arter relativt til det totale artsantallet:

$$\text{Indeksverdi} = [(\text{antall sensitive arter} - \text{antall tolerante arter}) / \text{totalt artsantall}] \times 100$$

Vi baserer oss på samme fremgangsmåte som i kap. 2.3.2. Vi trakk først ut 1000 tilfeldige kombinasjoner av $i = 1, 2, 3 \dots n$ stasjoner for hver enkelt innsjø, og beregnet antallet sensitive, tolerante og totalt antall arter basert på den samlede artslista fra hvert tilfeldig utvalg av i stasjoner. Basert på utvalgene beregnet vi en indeksverdi for hele innsjøen.

I tillegg har vi beregnet indeksverdien for hver enkelt stasjon i utvalget og brukt gjennomsnittet av indeksverdiene fra alle stasjonene i utvalget som et estimat på innsjøens indeksverdi.

For hver av de to fremgangsmåtene (indeksverdi basert på samlet artsliste og gjennomsnitt av stasjoner) endte vi opp med 1000 indeksverdier for hver tilfeldige kombinasjon av $i = 1:n$ stasjoner. Vi benyttet medianen av de 1000 indeksverdiene som et mål på forventet indeksverdi ved undersøkelse av et gitt antall stasjoner, og 5% og 95%-kvantilene som mål på variasjonen.

2.3.4 Stasjonsantall og midlere dybdegrensener for *Isoetes lacustris*

Antallet stasjoner som trengs for et «sikkert» estimat på gjennomsnittlig nedre/øvre voksegrens ble vurdert ved hjelp av såkalt bootstrapping. Denne metoden innebærer re-sampling av dataene med tilbakelegging, og er en måte å beregne mål på usikkerhet i statistiske parametere, som f.eks. gjennomsnitt¹. I innsjøene hvor *Isoetes lacustris* var til stede hadde vi registreringer av nedre og øvre voksegrens for bestander av arten på ulike stasjoner. Ved hjelp av tilfeldig utvalg med tilbakelegging trakk vi ut 1000 kombinasjoner av $i = 1, 2, 3 \dots n$ stasjoner, og beregnet gjennomsnittlig øvre/nedre dybdegrens i hvert utvalg. Vi endte dermed opp med 1000 gjennomsnittlige voksegrensener per utvalg av n stasjoner. For hvert utvalg av 1000 gjennomsnittlige dybdegrensener beregnet vi gjennomsnitt og standardavvik. Standardavviket her blir et estimat på standardfeilen til gjennomsnittet, og beregner vi gjennomsnittet $\pm 2 \times$ standardfeilen, får vi et estimert 95% konfidensintervall for gjennomsnittlig nedre og øvre voksegrens. Dette konfidensintervallet blir smalere og smalere (altså blir estimatet på gjennomsnittlig voksegrens sikrere) jo flere stasjoner som undersøkes. Vi plottet gjennomsnittet $\pm 2 \times$ standardfeil som funksjon av antall stasjoner for å kvantifisere når denne usikkerheten falt under hhv. 20% og 10% av gjennomsnittlig nedre/øvre voksegrens.

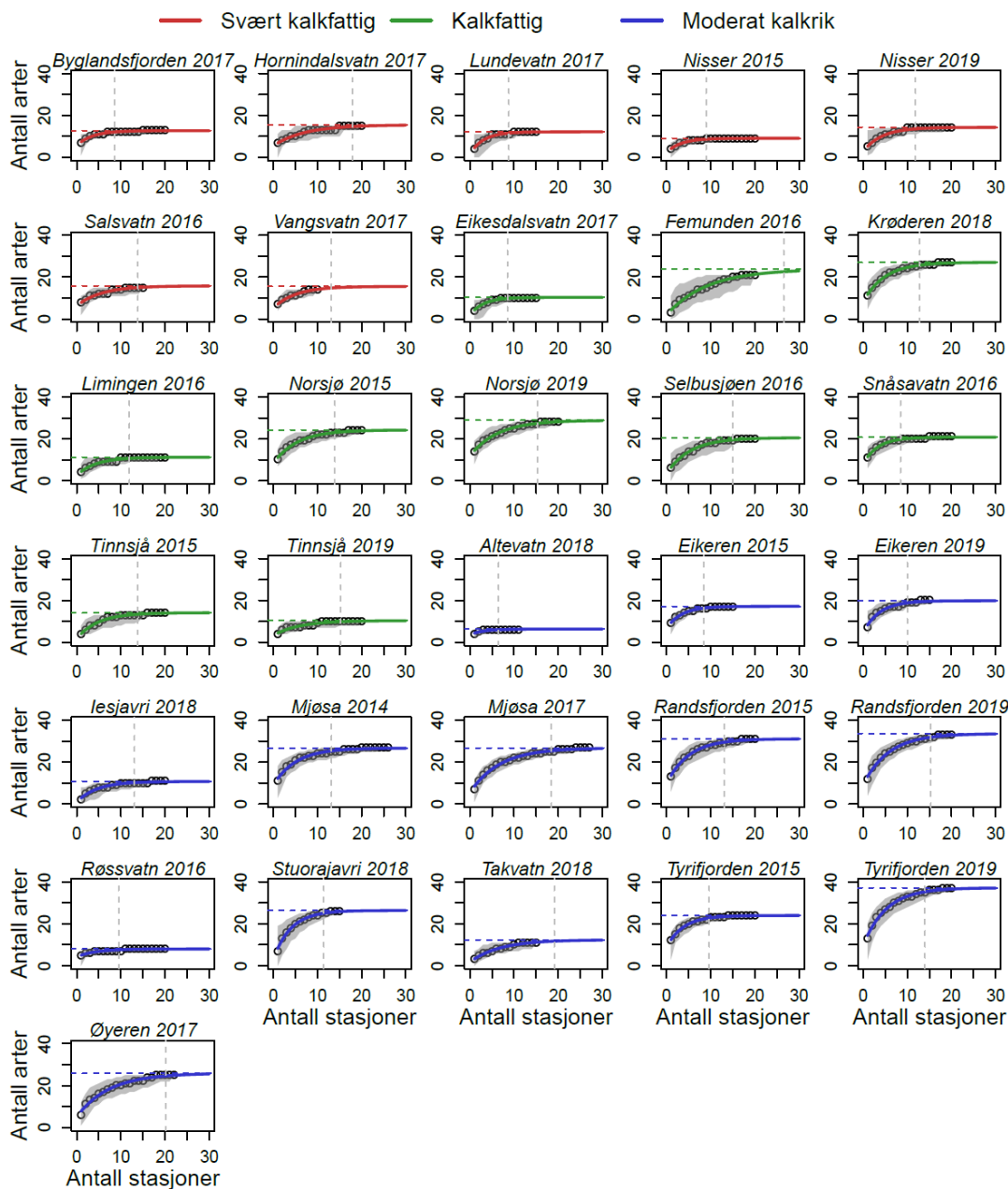
3 Resultater

3.1 Artsrikdom og antall stasjoner

For alle innsjøer og år var det en tydelig avflatende sammenheng mellom kumulativ artsrikdom og antall stasjoner (Figur 3). Formen på kurvene, f.eks. hvor raskt det kumulative artsantallet øker som funksjon av antall stasjoner, varierte betydelig mellom innsjøer. For noen innsjøer økte artsantallet raskt opp til asymptoten (f.eks. Lundevatn, Nisser og Stuorajavri), som indikerer at den totale artsrik-

¹ [https://en.wikipedia.org/wiki/Bootstrapping_\(statistics\)](https://en.wikipedia.org/wiki/Bootstrapping_(statistics))

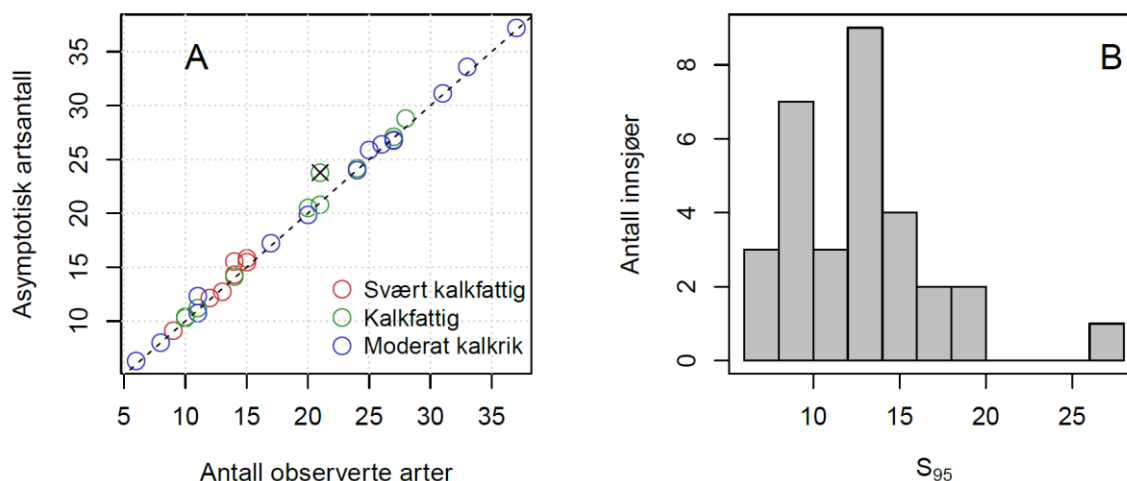
dommen kan fanges opp med relativt få stasjoner, kanskje lavere enn 20. En rask økning i kumulativt artsantall er et tegn på en relativt homogen fordeling av arter på de ulike stasjonene. For andre innsjøer akkumulerte artsantallet saktere (f.eks. Femunden, Øyeren, Norsjø og Takvatn), som trolig skyldes at artene er mer heterogent fordelt mellom stasjoner. Dette indikerer at et relativt høyt antall stasjoner bør opprettholdes for å fange opp nok arter i disse sjøene.



Figur 3. Rarefaction-kurver som viser artsantall som funksjon av antall stasjoner (se metoder). Svarte prikker viser median artsantall fra 1000 re-samplinger av tilfeldige stasjonskombinasjoner. Grått polygon viser 5%- og 95%-kvantilene fra de samme re-samplingene. En asymptotisk regresjonsmodell ble tilpasset dataene, og modellprediksjonene er vist som heltrukne linjer. Fargen på linjen indikerer innsjøtype, der rød = svært kalkfattig (< 1 mg/l Ca), grønn = kalkfattig (1-4 mg/l Ca) og blå = moderat kalkrik (4-20 mg/l Ca). Asymptotisk artsantall (estimert av regresjonsmodellen) er vist som en horisontal stiplet linje i hver figur. Vertikal stiplet linje viser antall stasjoner som trengs for å fange opp 95% av det asymptotiske artsantallet (S_{95}).

For 28 av 31 innsjø-år var totalt antall observerte arter ≤ 1 art lavere enn det asymptotiske artsantallet (Figur 4A). Dette tyder på at antall stasjoner som har vært benyttet under ØKOSTOR frem til nå (20, 15 eller 10) har vært nok for å fange opp mesteparten av den totale artsrikdommen. Unntaket var Femunden i 2016, hvor asymptotisk artsantall (24 arter) var noe høyere enn observert antall arter (21 arter).

For alle innsjøer og år (med unntak av Femunden 2016) var $S_{95} \leq 20$ (Figur 4B). Dette tyder på at 20 (evt. 15 og 10) stasjoner er et godt gjennomsnittstall for å fange opp mesteparten av artsrikdommen i store innsjøer.



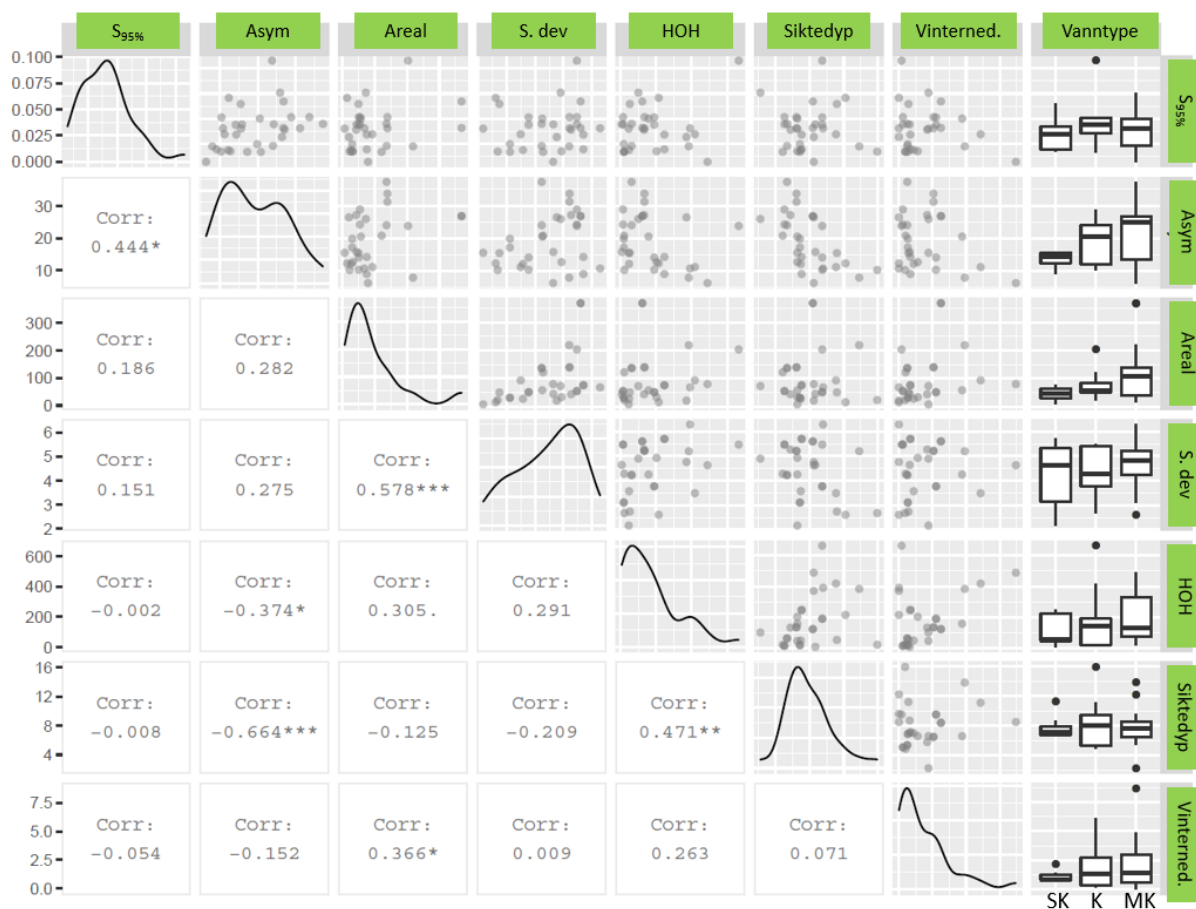
Figur 4. A) Asymptotisk artsantall som funksjon av totalt antall observerte arter. Stiplet linje viser 1:1-linjen. Femunden 2016 er markert med svart kryss. B) Fordelingen av det estimerte antallet stasjoner som trengs for å fange opp 95% av den asymptotiske artsrikheten (S_{95}).

3.2 Effekter av innsjøparametere på nødvendig prøvetakingsinnsats

En stor innsjø med en heterogen form, f.eks. med mange bukter og viker, deltaområder, flere bassenger, øyer mm., har som regel stor habitatvariasjon og større artsdiversitet enn innsjøer med mindre komplekst utformede bassenger. Vår hypotese var derfor at innsjøer med stort areal og/eller høy strandsonekompleksitet ville kreve flere stasjoner enn innsjøer med mer homogent utformede bassenger. Dessuten har moderat kalkrike innsjøer generelt et høyere artsantall enn kalkfattige innsjøer, mens sterkt regulerte innsjøer har et utarmet artsantall.

Antall stasjoner som trengs for å fange opp 95% av den asymptotiske artsrikdommen (S_{95}) var ikke signifikant relatert til verken innsjøtype (svært kalkfattig, kalkfattig eller moderat kalkrik), innsjøareal, strandlinjekompleksitet, høyde over havet, siktedyp eller graden av vinternedtapning (vurdert via multipl lineær regresjon; alle variable log-transformert).

For en visuell oversikt over datasettet er sammenhengen mellom de ulike variablene vist i Figur 5, sammen med enkle korrelasjoner (Spearman's ρ) mellom alle par av variabler. Den eneste variabelen som var signifikant korrelert med S_{95} var asymptotisk artsantall, som viser at innsjøer med flere arter krever flere stasjoner enn innsjøer med få arter.



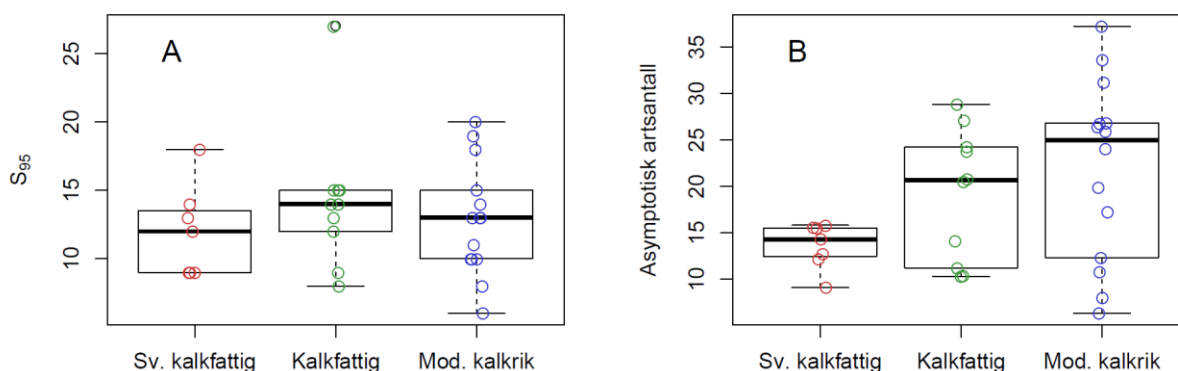
Figur 5. Plottmatrise som viser sammenheng og korrelasjon (Spearman's ρ ; signifikante korrelasjoner er markert med stjerne; * < 0,05; ** < 0,01; *** < 0,001) mellom prøvetakingsinnsats (S_{95} ; antall stasjoner som trengs for å fange opp 95% av asymptotisk artsantall) og ulike innsjøparametere (Asym = asymptotisk artsantall; Areal = innsjøareal [km^2]; S.dev = Shoreline development = strandsonekompleksitet; HOH = høyde over havet [m]; Siktedyp [m]; Vinterned = Gjennomsnittlig årlig vinternedtapning [m]; innsjøtype = Svært kalkfattig [SK], Kalkfattig [K] og Moderat kalkrik [MK]). Fordelingen til de ulike variablene er vist langs diagonalen.

Effekt av regulering og innsjøtype

Effekten av reguleringsgrad (gjennomsnittlig vinternedtapning) og innsjøtype ble testet spesifikt ved å gjøre en kovariansanalyse (en lineær modell med Sf_{95} som funksjon av reguleringsgrad, innsjøtype og interaksjonen mellom dem). Analysen viste ingen effekt av verken reguleringsgrad eller innsjøtype ($p > 0,05$). Effekten av innsjøtype ble også testet med en ikke-parametrisk Kruskal-Wallis test ($p = 0.18$).

Til tross for at det ikke var noen statistisk signifikant effekt av innsjøtype på stasjonsantallet, viser Figur 6A at det er større spredning i S_{95} blant de moderat kalkrike innsjøene enn kalkfattige og svært kalkfattige. Dette skyldes nok at det blant de moderat kalkrike innsjøene også er større spredning i reguleringsregime, høyde over havet og region, som bidrar til større variasjon i artsantall og dermed i antall stasjoner.

Om vi kun ser på asymptotisk artsrikdom øker både medianen og spredningen i antall arter med kalkinnhold (Figur 6B). Som over skyldes nok dette at det er større antall regulerte innsjøer blant de moderat kalkrike, kombinert med større spredning i geografi og høyde over havet.



Figur 6. A) Det estimerte antallet stasjoner som trengs for å fange opp 95% av den asymptotiske artsrikheten (S_{95}) gruppert etter innsjøtype, hvor *Sv. kalkfattig* < 1 mg/l Ca, *Kalkfattig* = 1-4 mg/l Ca og *Mod. kalkrik* = 4-20 mg/l Ca. B) Asymptotisk artsantall gruppert etter innsjøtype.

Datasettet inkluderer 6 innsjøer som er undersøkt to ganger, i 2015 og 2019. Det er til dels store forskjeller i registrert artsantall og indeksverdier mellom de to årene. Dette kan ha flere årsaker; registreringer på ulike tidspunkt (tidlig eller seint i sesongen), naturlige variasjoner fra år til år, og endringer i artssammensetning pga. reelle endringer i påvirkning.

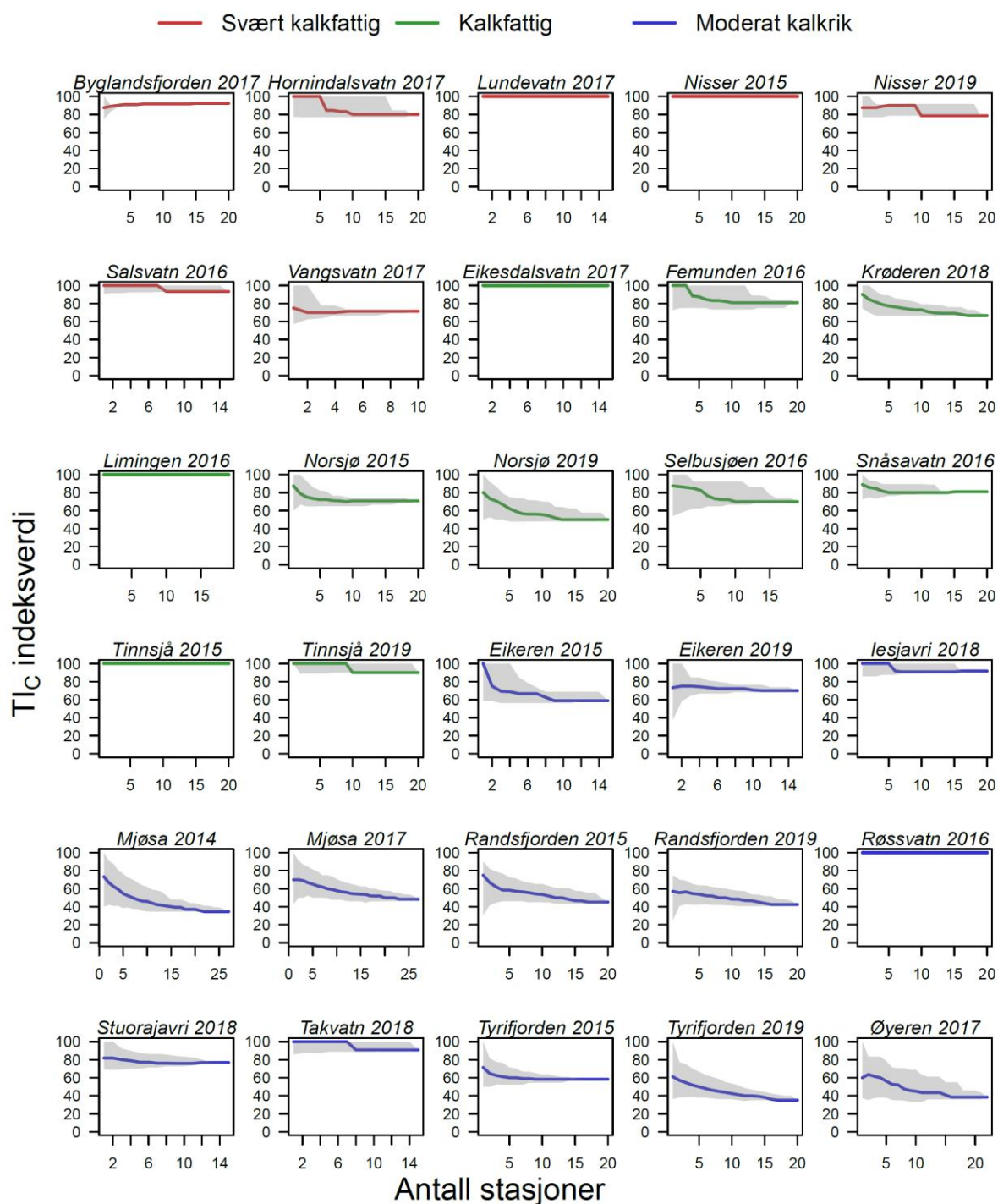
3.3 Endring i indeksverdier

For effekter av eutrofiering, forsurening og vannstandsregulering finnes det ulike arter som regnes som sensitive eller tolerante.

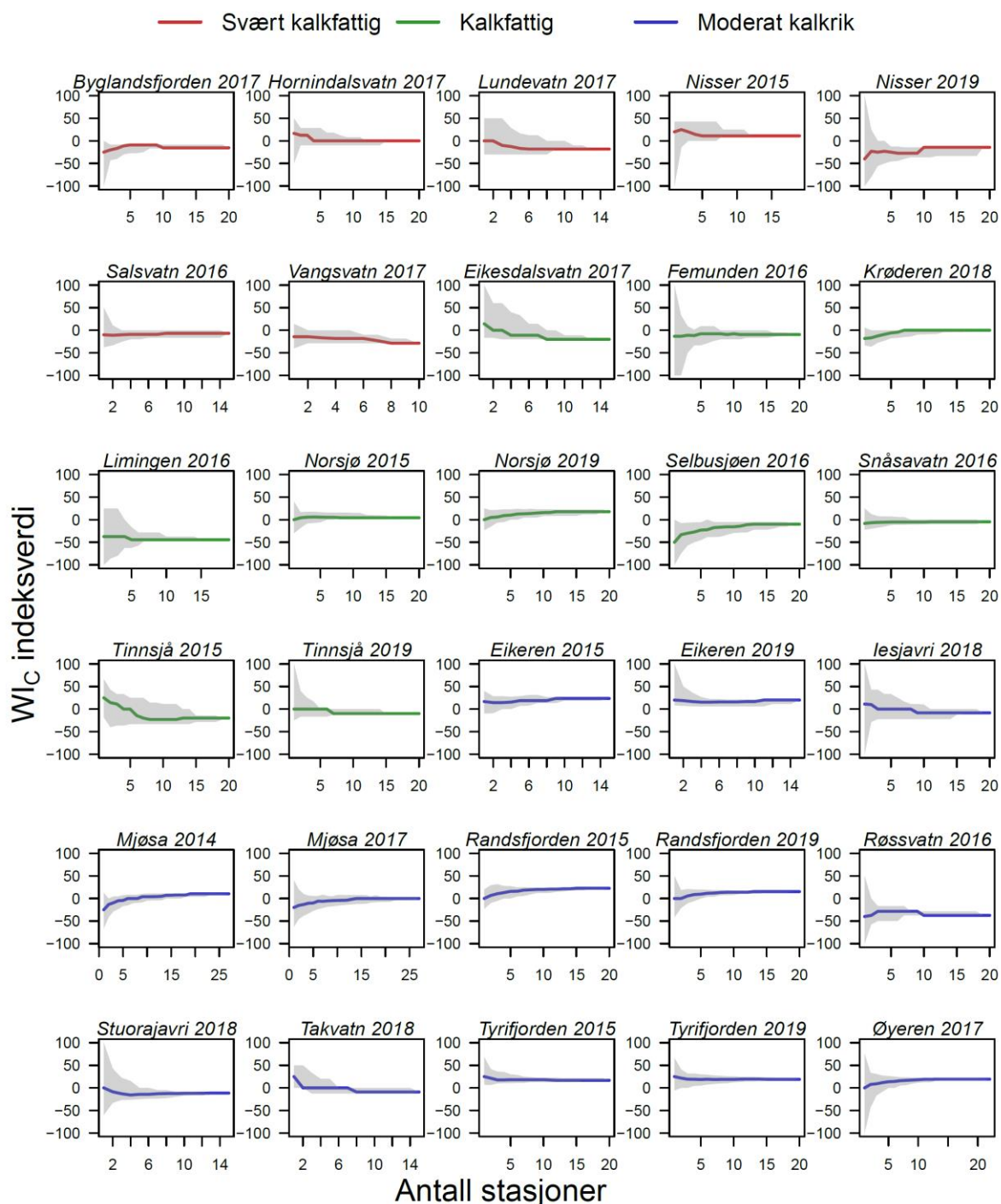
På samme måte som for totalt antall arter (Figur 3) vil antall sensitive og tolerante arter som detekteres øke med antall stasjoner som undersøkes. For å illustrere dette har vi valgt å se på endringer i indeksverdien (se metoder). For en del innsjøer ser vi at indeksverdien vil kunne variere avhengig av antallet stasjoner som undersøkes. Typisk flater indeksverdien ut mot innsjøens «sanne» verdi når antallet stasjoner øker, samtidig som usikkerheten i estimatet avtar. Dette er vist for eutrofieringsindeksen Tl_c (Figur 7), vannstandsindeksen Wl_c (Figur 8) og forsureningsindeksen Sl_c (Figur 9).

Årsaken til at indeksverdien endrer seg med antallet stasjoner for en del innsjøer i figurene under er at indeksverdien beregnes på bakgrunn av den kumulative artslisten. Sjeldne arter, som kanskje bare finnes på én eller to stasjoner, vil i gjennomsnitt ikke fanges opp før det er undersøkt et relativt høyt antall stasjoner. Om dette f.eks. er tolerante arter, vil det medføre at indeksverdien for hele innsjøen blir lavere jo flere stasjoner som undersøkes. Dette er typisk for Tl_c -indeksen i datamaterialet, og særlig for de moderat kalkrike lavlandssjøene på Østlandet, som tydelig har noen enkeltstasjoner som er mer påvirket av eutrofiering, mens f.eks. den flate utviklingen av Tl_c -indeksen i Stuurajavri viser at stasjonene her er mer homogene. I motsatt fall, hvis de sjeldne artene er sensitive vil indeksverdien for hele innsjøen bli høyere ved økende antall stasjoner. Dette ser vi på Wl_c -indeksen i den regulerte innsjøen Selbusjøen, hvor sensitive arter bare forekommer på et par stasjoner, mens de fleste stasjonene viser reguleringspåvirkning.

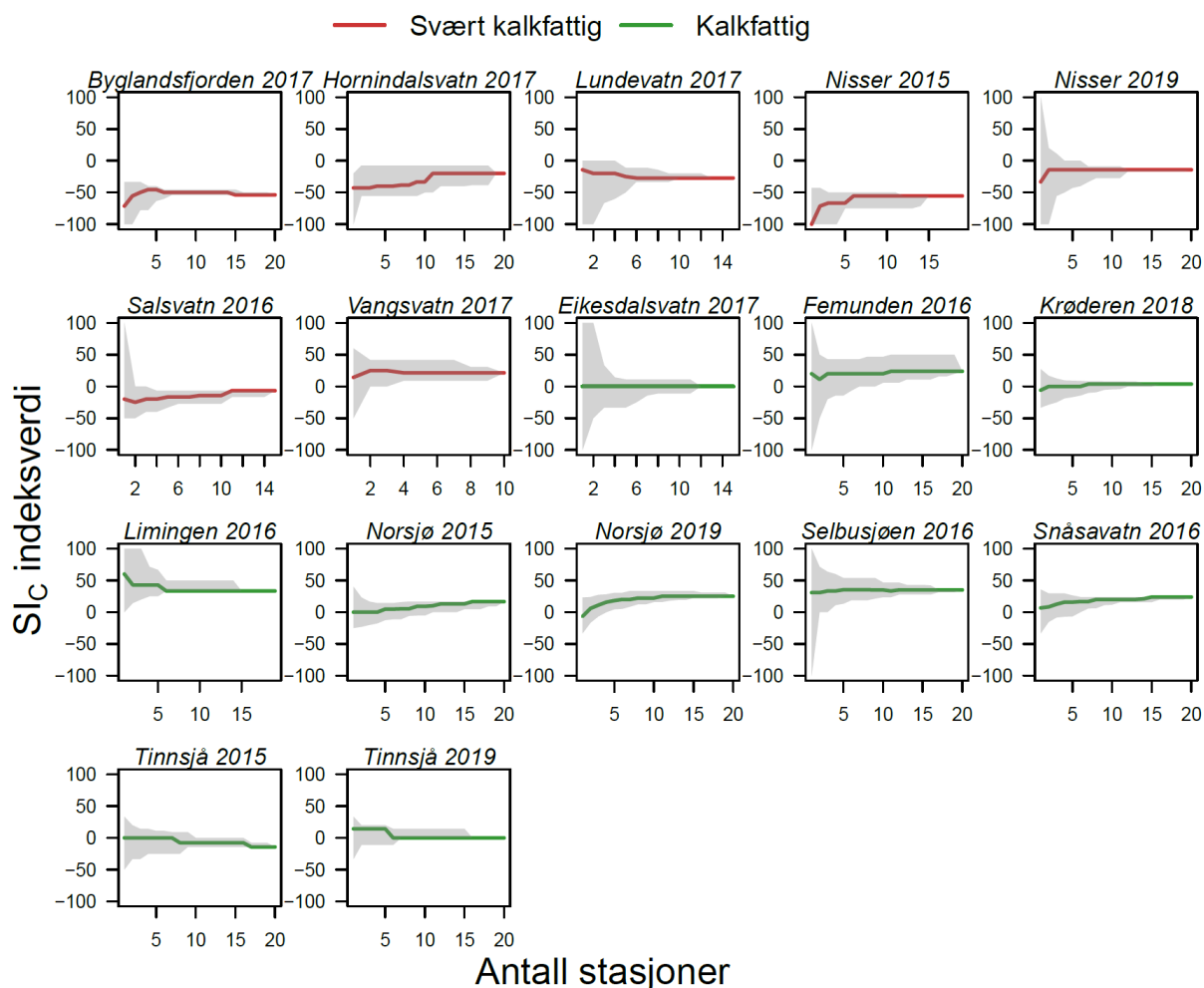
Figur 7-9 viser at indeksverdiene generelt stabiliserer seg når antallet stasjoner nærmer seg 20, som indikerer at dette er et fornuftig antall stasjoner for å kunne estimere indeksverdien med god nøyaktighet.



Figur 7. Forholdet mellom antallet sensitive og tolerante arter med hensyn til eutrofiering vs. antall stasjoner. Resultatene er basert på 1000 re-samlinger av tilfeldige stasjonskombinasjoner (se metoder). Forholdet er beregnet som $[(\text{antall sensitive arter} - \text{antall tolerante arter}) / \text{totalt artsantall}] \times 100$ og tilsvarer indeksverdien for TL_c -indeksen. Verdiene er beregnet på bakgrunn av den totale (kumulative) artslisten for hele stasjonsutvalget. Linjene viser medianverdier fra de 1000 re-samlingene, mens grå polygoner viser 5%- og 95%-kvantilene. Fargen på linje/punkter indikerer innsjøtype, der rød = svært kalkfattig (< 1 mg/l Ca), grønn = kalkfattig (1-4 mg/l Ca) og blå = moderat kalkrik (4-20 mg/l Ca).



Figur 8. Forholdet mellom antallet sensitive og tolerante arter med hensyn til vannstandsvariasjoner vs. antall stasjoner. Resultatene er basert på 1000 re-samplinger av tilfeldige stasjonskombinasjoner (se metoder). Forholdet er beregnet som $[(\text{antall sensitive arter} - \text{antall tolerante arter}) / \text{totalt artsantall}] \times 100$ og tilsvarer indeksverdien for WI_C -indeksen. Verdiene er beregnet på bakgrunn av den totale (kumulative) artslisten for hele stasjonsutvalget. Linjene viser medianverdier fra de 1000 re-samplingerne, mens grå polygoner viser 5%- og 95%-kvantilene. Fargen på linje/punkter indikerer innsjøtype, der rød = svært kalkfattig (< 1 mg/l Ca), grønn = kalkfattig (1-4 mg/l Ca) og blå = moderat kalkrik (4-20 mg/l Ca).



Figur 9. Forholdet mellom antallet sensitive og tolerante arter med hensyn til forurening vs. antall stasjoner. Resultatene er basert på 1000 re-samplinger av tilfeldige stasjonskombinasjoner (se metoder). Forholdet er beregnet som $[(\text{antall sensitive arter} - \text{antall tolerante arter}) / \text{totalt artsantall}] \times 100$ og tilsvarer indeksverdien for SL_c -indeksen. Verdiene er beregnet på bakgrunn av den totale (kumulative) artslisten for hele stasjonsutvalget. Linjene viser medianverdier fra de 1000 re-samplingerne, mens grå polygoner viser 5%- og 95%-kvantilene. Fargen på linje/punkter indikerer innsjøtype, der rød = svært kalkfattig (< 1 mg/l Ca), grønn = kalkfattig (1-4 mg/l Ca) og blå = moderat kalkrik (4-20 mg/l Ca).

3.4 Nedre og øvre dybdegrensener for *Isoetes lacustris*

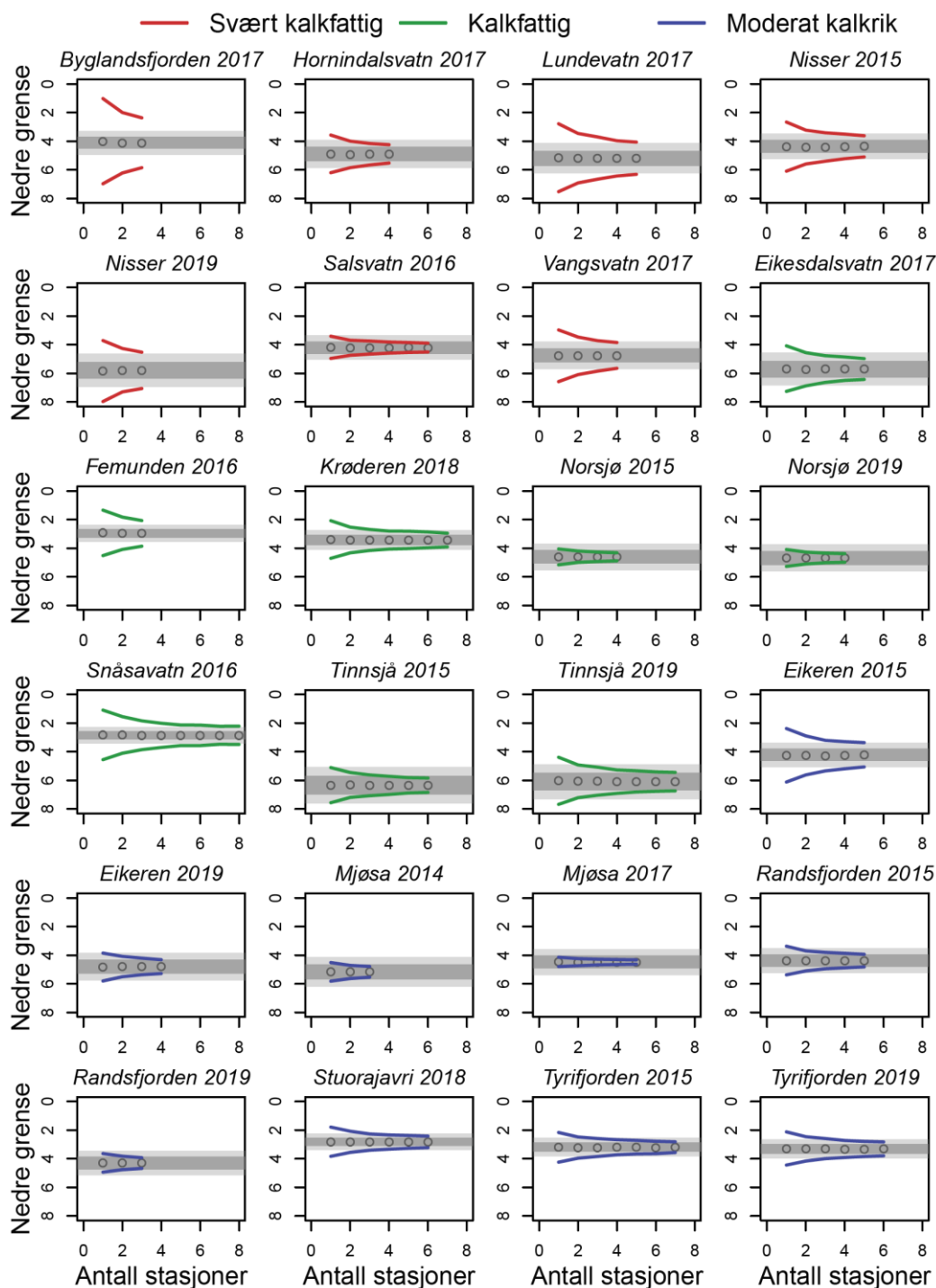
Dybdegrensener for bestander av *Isoetes lacustris* ble undersøkt på 8 stasjoner i alle innsjøene. Det ble ikke registrert bestander i de sterkt regulerte Limingen, Røssvatnet og Altevatt, heller ikke i den turbide Øyeren (se Vedlegg A). *Isoetes lacustris* har generelt en mer spredt utbredelse i de nordligste fylkene, og ble ikke observert i Iesjavri og Takvatnet. I Snåsavatt ble *Isoetes*-bestander registrert på alle undersøkte stasjoner, for de øvrige innsjøene varierte antall lokaliteter med bestander mellom 1 og 7. Det var uklart om dette skyldes at bestandene er sparsomt utbredt i innsjøen eller at vi ikke har fanget opp de «riktige» stasjonene.

Ved beregning av gjennomsnittlig nedre voksegrensener for *Isoetes lacustris* avtar usikkerheten med antall stasjoner som undersøkes (Figur 10). Noen innsjøer er forholdsvis ensartete/homogene med hensyn til nedre grense, selv med få stasjoner med bestander, f.eks. Norsjø 2015 og 2019 og Mjøsa 2014. For disse innsjøene er det generelt lav usikkerhet knyttet til gjennomsnittlig nedre grense. For andre innsjøer er det store variasjoner, f.eks. Byglandsfjord, Femunden og Lundevatt. Her kreves det flere stasjoner for å få et sikkert estimat på gjennomsnittlig nedre grense.

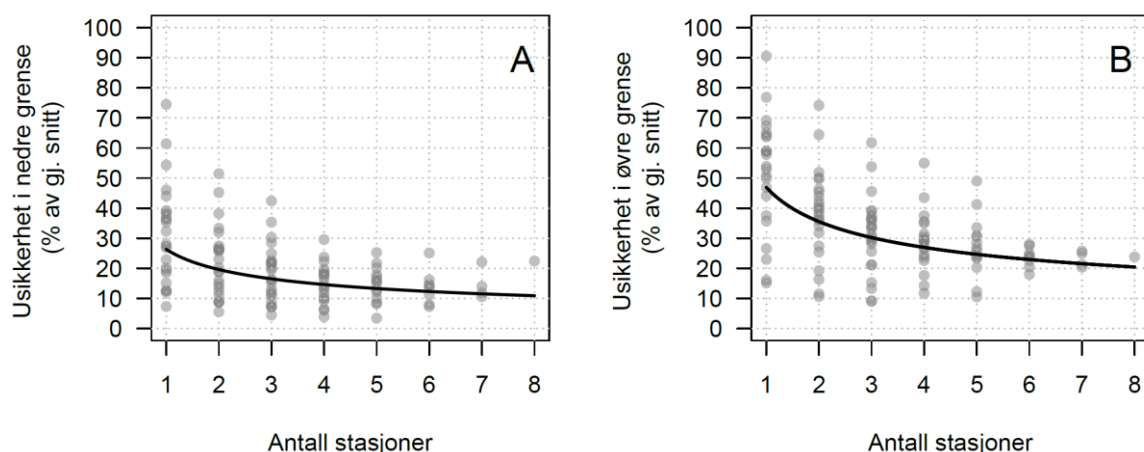
Usikkerheten i gjennomsnittlig nedre voksegrensener nærmer seg $\pm 10\%$ av nedre voksegrensener ved undersøkelse av 8 stasjoner (Figur 11A). Dette tilsvarer $\pm 0,5$ m ved en nedre grense på 5 m, og må anses å være høy presisjon. En usikkerhet på $\pm 20\%$ oppnås for de fleste innsjøer ved undersøkelse av 5-6 stasjoner.

Trenden er den samme for øvre voksegrensener (Figur 11B), bortsett fra at den relative usikkerheten er noe større. Dette skyldes at øvre voksegrensener er grunnere, slik at den samme usikkerheten vil utgjøre en større prosentandel av gjennomsnittet for øvre grense enn for nedre grense (eks: 0,5 m usikkerhet vil utgjøre 25% av en øvre voksegrensener på 2 meter, men kun 10% av en nedre voksegrensener på 5 m).

Det kan se ut til at 6 stasjoner, og for noen innsjøer 4 stasjoner, er nok for å oppnå en usikkerhet på mindre eller lik 10% for nedre voksegrensener. Med såpass mange stasjoner uten bestander i et flertall av innsjøene er det imidlertid viktig å opprettholde registreringer på 8 stasjoner. Antall stasjoner må økes dersom man ønsker samme grad av sikkerhet for beregning av øvre voksegrensener for bestandene.



Figur 10. Nedre voksegrense og antall undersøkte stasjoner. Resultatene er basert på en såkalt «bootstrap-analyse» (se metoder), hvor dataene på nedre voksegrense har blitt re-samlet med tilbakelegging for å beregne usikkerhet. Punktene viser gjennomsnittlig nedre voksegrense for hvert utvalg av n stasjoner. De heltrukne linjene viser gjennomsnittet $\pm 2 \times$ standardfeilen, og blir dermed et estimert 95% konfidensintervall for gjennomsnittlig nedre voksegrense. Grå områder viser $\pm 20\%$ (lys grå) og $\pm 10\%$ (mørk grå) av gjennomsnittlig nedre voksegrense. Når de heltrukne linjene krysser de grå områdene betyr det at den estimerte usikkerheten i gjennomsnittlig nedre voksegrense faller under hhv. 20% eller 10% av gjennomsnittet.



Figur 11. Usikkerhet i gjennomsnittlig nedre (A) og øvre (B) voksegrense plottet mot antall stasjoner. Hvert punkt tilsvarer $2 \times$ standardfeilen (tilsvarende et 95% konfidensintervall) delt på gjennomsnittet, og representerer således usikkerheten i prosent av gjennomsnittet. Dersom f.eks. usikkerheten i nedre voksegrense er på 20%, betyr det at gjennomsnittlig nedre voksegrense i 95% av tilfellene vil kunne estimeres med $\leq 20\%$ usikkerhet.

3.5 Ulike metoder for beregning av indeksverdi

Indeksverdien for store innsjøer er beregnet på samme måte som for mindre innsjøer; basert på innsjøens totale artsliste, inkludert det samlede antallet sensitive og tolerante arter i hele innsjøen.

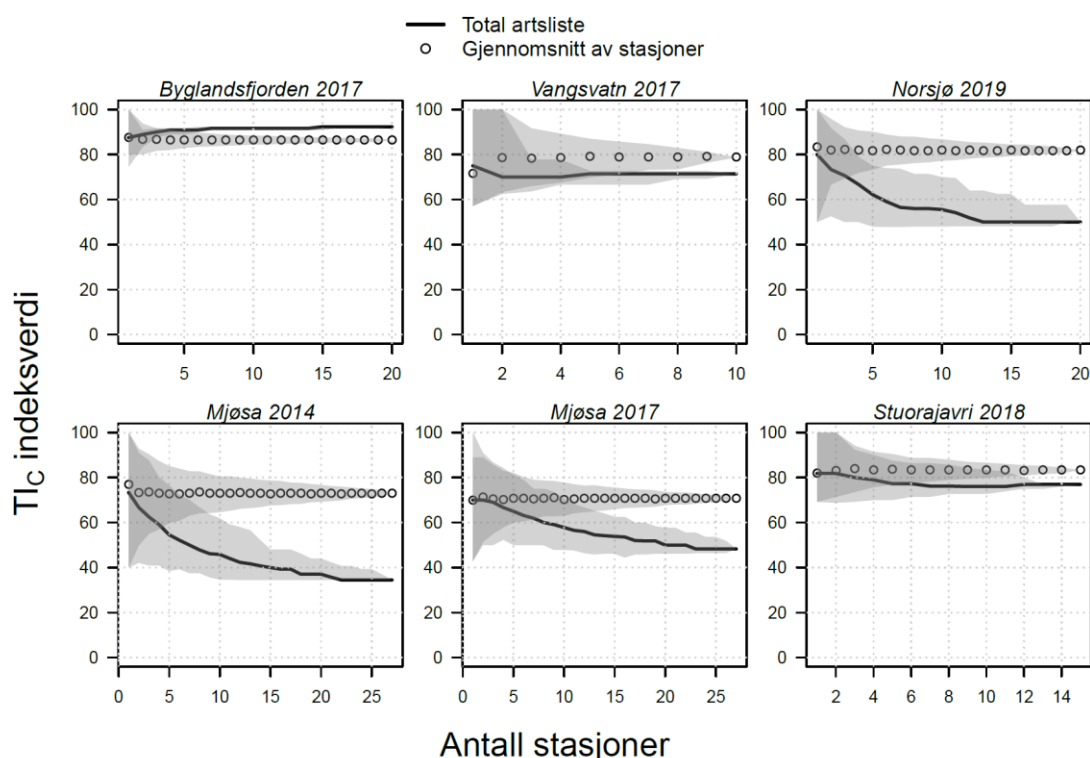
I prinsippet kan imidlertid indeksverdien beregnes på flere måter. Alternativt kunne man beregne verdien for innsjøen basert på gjennomsnittet av indeksverdiene fra hver enkelt stasjon. Det kan også være aktuelt å beregne indeksverdier for ulike deler av en stor innsjø. En indeksberegning som tar hensyn til de ulike artenes mengdemessige forekomst (semi-kvantitativ skala), og ikke bare forekomst, har også vært illustrert (f.eks. Hindar m.fl. 2005).

Vurdering av ulike måter å beregne indeksverdien på ligger utenfor dette prosjektet, men vi ønsker allikevel å gi noen eksempler på forskjeller mellom beregningsmåtene basert på 1) total artsliste og 2) gjennomsnitt av indeksverdier for hver stasjon. Foreløpige simuleringer er vist i Figur 12-14, hvor heltrukne linjer viser indeksverdien basert på innsjøens totale artsliste mens åpne punkter viser midlere indeksverdi for alle stasjonene.

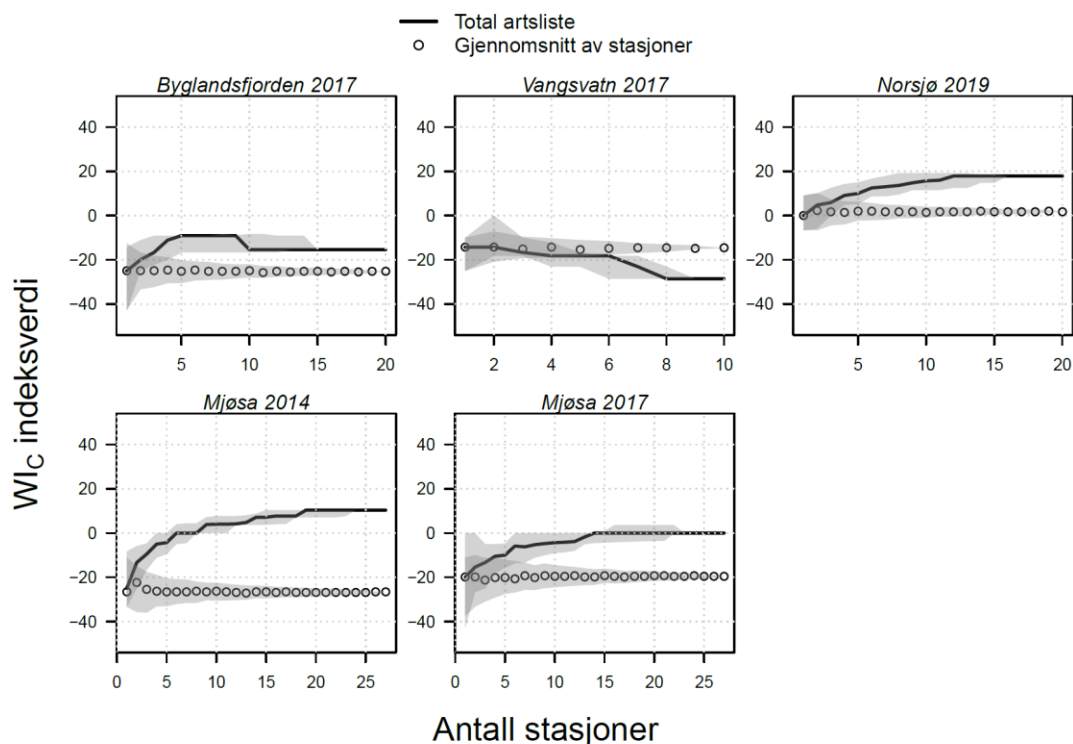
Om en benytter fremgangsmåte 1) vil indeksverdien i en del tilfeller endre seg som funksjon av antall undersøkte stasjoner, men flate ut mot innsjøens «sanne» verdi ettersom flere og flere arter fanges opp. Årsaken til dette er at indeksverdien beregnes på bakgrunn av den kumulative artslisten, der data fra alle stasjoner er med. Sjeldne arter, som f.eks. bare finnes på én eller to stasjoner, vil dermed få like stor vekt som arter som er vanlige og forekommer på de fleste stasjonene. Avhengig av totalt artsantall vil hele innsjøens indeksverdi kunne trekkes betydelig ned dersom en eller to tolerante arter finnes på kun én av stasjonene. Disse artene vil få mindre innvirkning på indeksverdien dersom en midler indeksverdien fra alle stasjonene. Ved denne fremgangsmåten (2) vil indeksverdien ligge stabilt rundt innsjøens «sanne» verdi uavhengig av antall stasjoner, men usikkerheten i estimatet vil være høy ved få stasjoner. Dette gjelder første og fremst for svært kalkfattige innsjøer og moderat-kraftig regulerte innsjøer der flere stasjoner kan ha mindre enn 3 arter slik at pålitelig indeksverdi ikke kan beregnes.

For eutrofiering gir bruk av total artsliste for hele innsjøen generelt en *lavere* indeksverdi enn gjennomsnittsverdi for alle stasjonene (figur 12). Dette gjelder først og fremst de moderat kalkrike innsjøene i lavlandet, der enkelte stasjoner er klart mer påvirket enn flertallet av stasjonene, f.eks. Norsjø og Mjøsa. I Norsjø er det først og fremst stasjoner i nordre del og i enkelte bukter i sørvest som har et høyere antall tolerante arter, og indifferente arter. Store deler av littoralsona ellers i Norsjø, særlig langs østre og vestre strand, er forholdsvis smal og mindre egnet for vannvegetasjon. Bruk av total artsliste for hele innsjøen gir moderat tilstand, mens midlere indeks gir svært god tilstand.

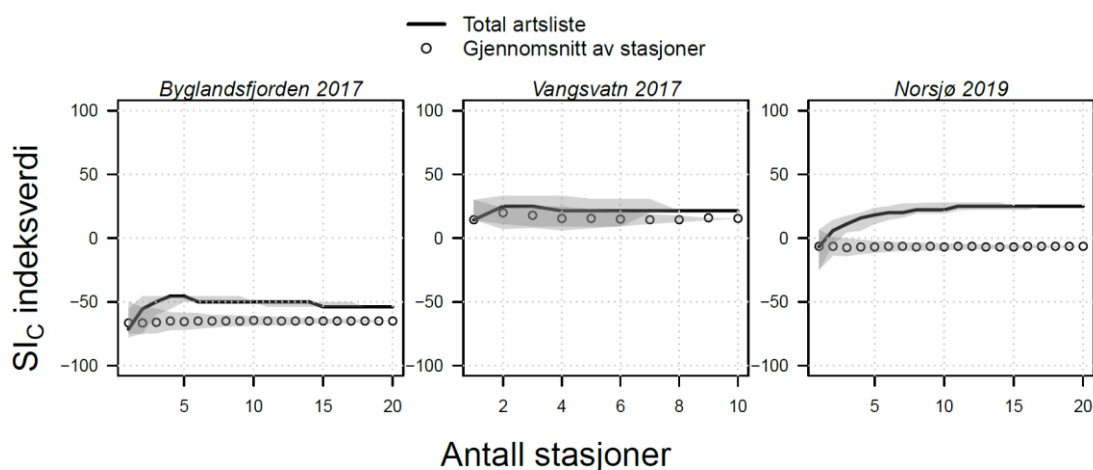
Tilsvarende for Mjøsa, hvor deler av innsjøen er klart mer påvirket enn andre. Indeksverdiene varierer mye fra stasjon til stasjon, men alle er innenfor god tilstand (10 stasjoner) eller svært god tilstand (16 stasjoner). Bruk av total artsliste for hele innsjøen gir god tilstand, mens midlere indeks gir svært god tilstand.



Figur 12. Eksempler på beregningsmåte og effekt på Tl_C . Heltrukne linjer viser Tl_C beregnet på bakgrunn av den totale artslisten for innsjøen, mens sirkler viser Tl_C beregnet som gjennomsnittet av indeksverdien for hver enkelt stasjon. Linjene og sirkelene viser medianverdiene fra 1000 resamplinger, mens grå polygoner viser 5%- og 95%-kvantilene.



Figur 13. Eksempler på beregningsmåte og effekt på WIC . Heltrukne linjer viser WIC beregnet på bakgrunn av den totale artslisten for innsjøen, mens sirkler viser WIC beregnet som gjennomsnittet av indeksverdien for hver enkelt stasjon. Linjene og sirklene viser medianverdiene fra 1000 resamplinger, mens grå polygoner viser 5%- og 95%-kvantilene.



Figur 14. Eksempler på beregningsmåte og effekt på SIC . Heltrukne linjer viser SIC beregnet på bakgrunn av den totale artslisten for innsjøen, mens sirkler viser SIC beregnet som gjennomsnittet av indeksverdien for hver enkelt stasjon. Linjene og sirklene viser medianverdiene fra 1000 resamplinger, mens grå polygoner viser 5%- og 95%-kvantilene.

4 Diskusjon

Artsrikdom og antall stasjoner

Analysene viste at både antall stasjoner og fordelingen av stasjonene som er benyttet i ØKOSTOR i perioden 2015-2019 fanger opp det meste av artsrikdommen i de fleste innsjøene.

Vi fant ingen signifikant effekt på antall stasjoner som trengs for sikker kvantifisering av artsmangfoldet når vi inkluderte ulike parametere som innsjøtype (svært kalkfattig, kalkfattig eller moderat kalkrik), innsjøareal, strandlinjekompleksitet, høyde over havet, siktedyp og vinternedtapping. Særlig blant de moderat kalkrike innsjøene er det stor variasjon i reguleringsregime, høyde over havet og region, noe som bidrar til større variasjon i artsantall og dermed i antall stasjoner som er nødvendig for å fange opp dette artsantallet. For å kunne ta hensyn til disse variasjonene er det behov for et større datasett enn det som er tilgjengelig i dag, og vi regner med at nye analyser vil kunne gi signifikante sammenhenger mellom antall stasjoner og flere av innsjøparameterne, først og fremst innsjøtype og kanskje vannstandsregulering.

Manglende effekt av areal og strandsonekompleksitet gjenspeiler sannsynligvis utvelgelsen av stasjoner. Stasjonene er ikke plassert tilfeldig, men fordelt på ulike habitater og i ulike deler av innsjøen, nettopp for å fange opp mest mulig av variasjonen i nisjer (f.eks. habitat og substrat) og dermed i artssammensetning. Det at man har valgt å undersøke flest stasjoner i de største innsjøene har sannsynligvis samme effekt. Det at vi ikke finner noen effekt av de nevnte faktorene kan tyde på at fordelingen av stasjoner sånn sett har vært vellykket. Dersom man hadde valgt en metode med tilfeldig utvelgelse av stasjoner ville trolig faktorer som areal og strandlinjekompleksitet spilt en rolle, men det ville sannsynligvis ha medført behov for et større antall stasjoner for å fange opp det meste av artsantallet (se Croft & Chow-Fraser 2009, Kanninen et al. 2013, Riihimäki et al. 2014).

Femunden avviker fra det generelle bildet og resultatet herfra tyder på at man i denne innsjøen bør undersøke mer enn 20 stasjoner for fange opp 95% av artsantallet. Littoralsona i Femunden består stort sett av blokk og stein og de fleste av stasjonene er vegetasjonsløse eller har bare 1-2 arter. På de få stasjonene som ligger i tilknytning til deltaområdene ble det registrert 10-15 arter. Resultatene fra Femunden antyder at dersom deltaområder inkluderes må antall stasjoner sannsynligvis økes, utover de 20 som benyttes. Det samme ble framholdt av Mjelde og Edvardsen (2015) dersom hele Åkersvika skulle inkluderes i undersøkelsene av Mjøsa. I dataene som er analysert her er indre og midtre del av Åkersvika i Mjøsa holdt utenfor. Deltaområdet i nordre del av Øyeren (Nordre Øyeren) tilhører en annen vannforekomst enn søndre del og var heller ikke en del av ØKOSTOR-undersøkelsene i 2017.

Datasettet er for lite til å gjøre vurderinger om eventuelle forskjeller i nødvendig stasjonsantall for innsjøer i ulike regioner (f.eks. Østlandet kontra Troms og Finnmark). På grunn av et mer homogent habitat og sannsynlig lavere artsantall i områder med hardere klima (Mjelde m.fl., in prep), er det mulig at det i innsjøer i f.eks. sub-arktiske områder eller i fjellområder kan være mulig å oppnå 95% av artsrikdommen med færre stasjoner.

Foreløpig er det fornuftig å opprettholde det antall stasjoner som er foreslått tidligere, uavhengig av innsjøtype, region, mm. Selv om regulering ikke hadde noen signifikant effekt tyder erfaringen fra feltarbeid på at det kan holde med færre stasjoner i sterkt regulerte innsjøer. Det er imidlertid for få innsjøer i datasettet til å konkludere på dette.

Endringer i indeksverdiene

Også analysene av indeksverdiene viser at antall og fordeling av stasjoner som er benyttet i ØKOSTOR er fornuftig for å kunne estimere indeksverdien med god nøyaktighet.

Vannstandsregulering og til dels forsuring påvirker hele innsjøen mens eutrofiering som regel har mer lokal påvirkning, i hvert fall i store innsjøer. Tlc-indeksen endres derfor ofte med økende antall stasjoner mens Wlc- og Slc-indeksene endres mindre. For disse to indeksene kan det se ut til at det trengs færre stasjoner enn for trofiindeksen Tlc for å oppnå «sann indeksverdi». Imidlertid er beregningen av alle indeksene basert på de samme feltregistreringene og artslistene.

Forholdet mellom sensitive og tolerante arter i en innsjø bestemmer i stor grad indeksverdien. Men også arter uten preferanser i forhold til påvirkning (s.k. indifferente arter) og arter hvor påvirknings-sensitivitet ikke er vurdert influerer på indeksen, dog i noe mindre grad. Indifferente arter er bare vurdert i forhold til eutrofiering, ikke i forhold til forsuring eller vannstandsregulering. Høyt antall arter som ikke er vurdert i forhold til påvirkningssensitivitet vil øke usikkerheten i klassifiseringen. Av totalt 122 arter i den norske databasen er 52 arter vurdert som sensitive i forhold til eutrofi, mens 26 er tolerante og 8 indifferente. Dette betyr at sensitivitet i forhold til eutrofiering ikke er vurdert for 36 arter. Mange av disse er imidlertid sjeldne arter eller hybrider, og manglende sensitivitetsvurdering for disse vil ha liten betydning for klassifiseringsresultatet. For forsuringindeksen Slc og vannstandsindeksen Wlc øker imidlertid antall arter uten sensitivitetsvurdering til hhv. 73 og 88 arter, hvilket betyr at klassifiseringen i forhold til disse to indeksene kan være mer usikker enn for Tlc. Dette kan være årsaken til at variasjonen rundt Wlc-medianen er forholdsvis stor for Stuorajavri, som har et stort antall arter som ikke er sensitivitetsvurdert. Imidlertid antar vi at stor variasjon i Wlc for enkelte regulerte innsjøer (f.eks. Limingen), skyldes flere stasjoner uten vegetasjon. Også for Slc-indeksen kan stor variasjon skyldes flere vegetasjonsløse stasjoner, f.eks. Eikesdalsvatnet.

Datasettet inkluderer 6 innsjøer som er undersøkt to ganger, i 2015 og 2019. Det er til dels store forskjeller i registrert artsantall og indeksverdier mellom de to årene. Dette kan ha flere årsaker; registreringer på ulike tidspunkt (tidlig eller seint i sesongen), naturlige variasjoner fra år til år, og endringer i artssammensetning pga. reelle endringer i påvirkning. Datasettet er for lite til å vurdere signifikante forskjeller, men foreløpige analyser (jfr. Lyche-Solheim m.fl. 2020) antyder (som forventet) en klar økning i registrert artsantall fra begynnelsen av juli til august-september. Registrering av vannvegetasjon i store innsjøer bør derfor generelt, dersom mulig, foretas midt i eller seint i sesongen (august-begynnelsen av september). Det bør i hvert fall tilstrebes omtrentlig samme registreringstidsrom for innsjøer som undersøkes flere ganger.

Dybdegenser for Isoetes

Analysene viser at undersøkelser på 8 stasjoner gir en rimelig grad av sikkerhet for beregning av midlere nedre voksegrense for bestander av *Isoetes lacustris*. Antall stasjoner må økes dersom man ønsker samme grad av sikkerhet for beregning av øvre voksegrense for bestandene. Øvre grense er imidlertid ikke foreslått brukt i vurdering av økologisk tilstand. Vi foreslår derfor ingen økning i antall stasjoner.

Nedre voksegrense for vannvegetasjon er foreslått som et mål for mengde (Spears et al. 2009), og flere land i Europa har derfor inkludert nedre voksegrense for vannplanter i de nasjonale klassifiseringssystemene (Poikane et al. 2020), ofte som tilleggs-kriterium til indekser basert på artsforekomst, se Hellsten et al. (2014) og Portielje et al. (2014).

Endring av nedre grense kan muligens være et første varsko på endret påvirkning i en innsjø. Det norske datamaterialet er foreløpig for sparsomt for å gjøre sikre vurderinger, men foreløpige data

viser klare sammenhenger mellom nedre grense og siktedyp og mellom øvre grense og vannstandsregulering. Hvorvidt og hvordan nedre (og evt. øvre) voksegrense kan inkorporeres i den norske tilstandsvurderingen må diskuteres.

Beregning av indekser

Indeksverdien til en innsjø kan i prinsippet beregnes på ulike måter. Foreløpig er indeksverdien for store innsjøer beregnet på samme måte som for mindre innsjøer, dvs. indeksen er basert på innsjøens totale artsliste. I rapporten har vi også beregnet verdien for innsjøen basert på gjennomsnittet av indeksverdiene fra hver enkelt stasjon.

For eutrofiering gir bruk av total artsliste for hele innsjøen generelt en *lavere* indeksverdi enn gjennomsnittsverdi for alle stasjonene. For vannstandsregulering og forsuring gir bruk av total artsliste for hele innsjøen generelt en noe *høyere* indeksverdi enn gjennomsnittsverdi for alle stasjonene. Mulige årsaker til dette kan være hvor mange arter som er sensitivitetsvurdert for den enkelte indeks, forholdet mellom sensitive og tolerante arter innenfor de ulike indeksene, eller om arter som forekommer sjelden i innsjøen er sensitive eller tolerante.

Vurdering av ulike måter å beregne indeksverdien på faller utenfor det foreliggende prosjektet, men våre eksempler har vist at det er viktig å få belyst effektene av og usikkerheten i ulike beregningsmåter.

5 Anbefalinger mht. i feltmetode

Vannplanter er en viktig organismegruppe for å vurdere økologisk tilstand i innsjøer. I henhold til Vanndirektivet skal det utarbeides indekser som skal reflektere endringer både i artssammensetning og i mengde (nedre voksegrense).

Undersøkelser i Mjøsa 2014 ble brukt som grunnlag for et foreløpig forslag til feltmetodikk og vurdering av økologisk tilstand for vannvegetasjon i store innsjøer (Mjelde og Edvardsen 2015). Evaluering av feltmetodikken i foreliggende rapport er basert på analyser av innsamlete vegetasjonsdata fra store innsjøer (ØKOSTOR) i perioden 2015-2019.

Nedenfor følger et oppdatert forslag til feltmetodikk for undersøkelser av vannvegetasjon i store innsjøer, basert på resultater fra foreliggende rapport samt erfaringer fra det praktiske feltarbeidet.

Standard registrering av artsmangfold

Artsregistreringer

Utbredelse og sammensetning av vannplantene kartlegges fra båt ved bruk av vannkikkert, kasterive og rive. På hver stasjon undersøkes hele littoralsonen fra vannkanten til nedre grense for vegetasjonen. Det anbefales en kombinasjon av stor båt (mellom stasjoner) og artsregistreringer fra liten båt/gummibåt eller ved snorkling.

Undersøkelsene foretas én gang på sensommeren (august-midten av september), da forekomsten av vannplanter er størst. Dersom registreringene må foretas tidligere i sesongen bør man tilstrebe omtrent samme registreringstidsrom for innsjøer som undersøkes flere ganger. Mengde av enkeltarter vurderes vha. av en 5-delt semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Dybdegrensene for viktige arter og livsformgrupper noteres.

Stasjoner

For alle innsjøer med arealer over 30 km² undersøkes vannvegetasjonen på 20 stasjoner, for innsjøer med areal 10-30 km² benyttes 15 stasjoner og for innsjøer mindre enn 10 km² undersøkes 10 stasjoner. Dersom store deltaområder skal inkluderes i undersøkelsene bør antall stasjoner økes. For sterkt regulerte innsjøer kan stasjonsantall vurderes redusert, vurdert skjønnsmessig basert på tilgjengelig kunnskap om innsjøen, bl.a. inkludert habitatheterogenitet, dybdeforhold mm.

For å fange opp flest mulig arter legges stasjonene slik at de dekker de ulike habitatene i innsjøen. Utvelgelsen baseres på kart, flyfoto og dybdekart, og evt. andre kilder. Foreløpig plassering av stasjonene foretas før feltstart, mens justeringer og endelig plassering av stasjonene kan gjøres i felt for å sikre at ulike habitater blir dekket.

Nedre voksegrense

Som et mål på eventuelle endringer i mengde av vannvegetasjonen benyttes endringer i bestandsgrenser for stivt brasmegras *Isoetes lacustris*.

Registreringer

Det benyttes undervannskamera med påmontert dybdemåler for å vurdere bestander og øvre og nedre grenser. På hver stasjon kjøres 2 transekter (ut og inn) fra ca. 0,5 m dyp og ut til 8-10 m dyp. Dybdemåler på kameraet sjekkes og evt. kalibreres mot ekkolodd i båt og håndholdt ekkolodd. Denne type kartlegging vil avhenge av innsjøens morfometri, og ofte foregå i mer sentrale deler av innsjøen. På grunn av sikkerhet for personell, praktisk håndtering av utstyr, samt best og mest effektiv kjøring av undervannskameraet, er det nødvendig med stor båt.

Dybdegrensene for hver stasjon (ikke pr transekt) bestemmes ut fra den nedre hhv. øvre registrerte grensa, og midlere grenser for hver innsjø oppgis. Alle dybdeangivelser angis i forhold til vannstand ved registreringstidspunktet. For å kunne vurdere endringer i forhold til tidligere eller senere undersøkelser, eller i forhold til andre innsjøer, må dyp for voksegrensene relateres til medianvannstand. Vannstandsdata mangler for en del store innsjøer, særlig uregulerte. Registrering av vannstand bør igangsettes for disse.

Stasjoner

Rundt i innsjøen er det ofte noe variasjon i både bestander og dybdeutbredelse av *Isoetes*. For å sikre et godt nok datamateriale kartlegges 8 stasjoner sentralt plassert i hver innsjø.

6 Behov for videre arbeid

Framkommet i foreliggende rapport

Våre analyser har vist at feltmetodikken som er benyttet i ØKOSTOR, både med hensyn til antall stasjoner og fordelingen av disse, fanger opp det meste av artsrikdommen i de fleste innsjøene og gir et godt grunnlag for vurdering av økologisk tilstand i innsjøene. Datamaterialet er imidlertid for lite til å vurdere om antall stasjoner kan reduseres, eventuelt må økes, for ulike innsjøtyper, i regulerte innsjøer, i ulike regioner osv. En slik vurdering bør foretas ved en senere anledning når det foreligger et større datamateriale. Analysene viste også at 8 stasjoner i hver innsjø er nok til å fange opp variasjon i dybdegrensene for *Isoetes*-bestandene. Hvorvidt og hvordan nedre og eventuelt øvre voksegrense skal inkorporeres i indeksen(e) er ikke avklart, og bør utredes.

Foreløpige analyser i rapporten har vist at det er behov for å foreta en vurdering av hvordan indeksene i store innsjøer skal/bør beregnes. Først og fremst bør man vurdere konsekvensene av å bruke total artsliste i forhold til midlere indeksverdi. Det kan også være aktuelt å vurdere indeksberegninger basert på artsliste for delområder. Dette er avhengig av at det foreligger nok stasjoner og at disse er representative for hvert delområde, samt at det er stort nok artsinventar til å beregne indekser. En indeksberegning som tar hensyn til de ulike artenes relative mengde (semi-kvantitativ skala), som har vært illustrert bør kanskje vurderes på nytt. Vi foreslår at det snarest settes i gang et utredningsarbeid på ulike beregningsmåter.

Øvrige momenter

Vurdering av usikkerhet for de ulike indeksene bør inkluderes i videre arbeid.

Referanseverdi og grenselinje for svært god/god tilstand for trofiindeksen T1c er åpenbart for strenge for 1-2 innsjøtyper (se tidligere ØKOFERSK- og ØKOSTOR-rapporter). Det er videre behov for evaluering av grenselinjer for forsuringsindeksen S1c og vannstandsindeksen W1c. I tillegg bør usikkerhetsanalyser for alle indeksene foretas.

Artsvurderinger kan variere mellom prøvetakere (pga. ulik taksonomisk kunnskap, ulik måte å oppfatte metodikken på, etc.) (se f.eks. Kanninen et al. 2013). Siden artsbestemmelsene av vannplanter stort sett foregår i felt er det svært viktig at artskunnskapen er på et høyt nivå. Artsregistreringer av vannvegetasjon i Norge har stort sett vært foretatt av et fåtall personer med god artskunnskap. Imidlertid er dette et viktig moment dersom man vil benytte flere ulike aktører til vannplanteundersøkelser.

7 Referanser

Croft, M.V., Chow-Fraser, P., 2009. Non-random sampling and its role in habitat conservation: a comparison of three wetland macrophyte sampling protocols. *Biodiversity and Conservation* 18, 2283–2306.

Direktoratsgruppen 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiserings-system for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2018.

Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, (2001) 4: 379-391.

Hellsten, S. 2001. Effects of lake water level regulation on aquatic macrophytes stands and options to predict these impacts under different conditions. *Acta Botanica Fennica* 171: 47 pp.

Hellsten, S., Willby, N., Ecke, F., Mjelde, M., Phillips, G., Tierney, D. 2014. Northern Lake Macrophytes. Ecological assessment methods. Water Framework Directive, Intercalibration Technical Report. JRC. Report EUR 26513 EN. Ed. S. Poikane.

Hindar, A., Moy, F., Bækken, T., Mjelde, M., Nilsen, J.P., Kroglund, T. 2005. Forvaltning av mindre vassdrag i lys av Vannrammedirektivet – Gjevingevassdraget i Tvedestrand. NIVA-rapport Inr. 5041-2005.

Kanninen, A., Vallinkoski, V-M., Leka, J., Marjomäki, T.J., Hellsten, S., Hämäläinen, H. 2013. A comparison of two methods for surveying aquatic macrophyte communities in boreal lakes: Implications for bioassessment. *Aquatic Botany* 104 (2013) 88-100.

Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Gjelland, K.Ø., Hammenstig, D., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T., Walseng, B. 2019. ØKOSTOR 2018: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet, NIVA-rapport 7414-2019 ISBN 978-82-577-7149-2

Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. NIVA-rapport Inr. 3755-97.

Mjelde, M., Edvardsen H. 2015. Vannvegetasjon i Mjøsa 2014. NIVA-rapport Inr. 6866-2015.

Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes *Hydrobiologia* vol 704 (1): 141-151.

Penning, W.E., Dudley, B., Mjelde, M., Hellsten, S., Hanganu, J. 2008a. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic Ecology*, vol. 42, no 2: 253-264.

Penning, W.E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J. 2008b. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology*, vol. 42, no 2: 237-251.

Portielje, R., Bertrin, V., Denys, L., Grinberga, L., Karottki, I., Kolada, A., Krasovskienė, J., Leiputé, G., Maemets, H., Ott, I., Phillips, G., Pot, R., Schaumburg, J., Schranz, C., Soszka, H., Stelzer, D., Søndergaard, M., Willby, N. 2014. Central Baltic Lake Macrophyte ecological assessment methods. Water Framework Directive, Intercalibration Technical Report. JRC. Report EUR 26514 EN. Ed. S. Poikane.

R Core Team 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Riihimäki, J., Mjelde, M., Hellsten, S. 2014. Ecological status assessment of Lake Inari and River pasvik and recommendations for biological monitoring using aquatic macrophytes. Kolarctic: EU ENPI-project Trilateral cooperation on Environmental Challenges in the Joint Border Area.

Rørslett, B., Brettum, P. 1989. The genus *Isoetes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. *Aquatic Botany* 35: 223-261.

Spears, B.M., Gunn, I.D.M., Carvalho, L., Winfield, I.J., Dudley, D., Murphy, K., May, L. 2009. An evaluation of methods for sampling macrophyte maximum colonisation depth in Loch Leven, Scotland. *Aquatic Botany* 91 (2009) 75–81

Søndergaard, M., Phillips, G., Hellsten, S., Kolada, A., Ecke, F., Mäemets, H., Mjelde, M., Azzella, M.A., Oggioni, A., Walker, B. 2013. Maximum growing depth of submerged macrophytes in European lakes. *Hydrobiologia* vol 704 (1): 165-177.

Vedlegg A.

Innsjø	innsjø		Tot. ant. arter	Ant. lok. <i>Isoetes</i>		Bestand <i>Isoetes</i>		Indeksverdier		
	type	år		forekomst	bestand	øvre (m)	nedre (m)	Tlc	Slc	Wlc
Mjøsa	201	2014	29	5	3	3,7	4,5	34,4	-	9,4
Eikeren	201	2015	17	7	5	1,9	4,2	58,8	-	23,5
Nisser	001	2015	9	5	5	2,66	4,4	100	-55,6	11,1
Norsjø	101	2015	24	6	4	2,3	4,6	70,8	16,7	4,2
Randsfjorden	201	2015	31	6	5	3	4,4	45,2	-	22,6
Tinnsjø	101	2015	15	6	6	2,9	6,4	100	-6,7	-20
Tyrifjorden	201	2015	24	8	6	1,9	3,2	58,3	-	16,7
Femunden	101	2016	21	3	3	1,4	2,9	81	23,8	-9,4
Limingen	101	2016	11	0	0	-	-	90	33,3	-44,4
Røssvatnet	201	2016	8	0	0	-	-	100	-	-37,5
Salsvatnet	001	2016	15	6	6	2,2	4,2	93,3	-6,7	-6,7
Selbusjøen	101	2016	20	2	1	4,7	4,9	70	35	-10
Snåsavatn	101	2016	21	8	8	1,7	2,9	81	23,8	-4,8
Byglandsfjord	001	2017	13	3	3	2,98	4,1	92,3	-53,8	-15,4
Eikesdalsvatn	101	2017	10	6	5	1,2	5,7	100	0	-20
Hornindalsvatn	001	2017	15	4	4	0,8	4,9	80	-20	0
Lundevatn	001	2017	11	5	5	4,3	5,2	100	-27,3	-18,2
Mjøsa	201	2017	29	6	5	3,2	4,5	48,3	-	0
Vangsvatn	001	2017	14	2	2	1,8	5,3	64,3	21,4	-28,6
Øyeren	201	2017	25	1	0	-	-	36	-	16
Altevatn	201	2018	7	0	0	-	-	100	-	-71,4
Iesjavri	201	2018	12	0	0	-	-	91,7	-	-8,3
Krøderen	101	2018	26	7	2	1,8	3,4	65,4	0	0
Stuorajavri	201	2018	26	6	5	1,5	3	76,9	-	-11,5
Takvatnet	201	2018	11	0	0	-	-	90,9	-	-9,1
Eikeren	201	2019	20	5	4	3,5	4,8	70	-	25
Nisser	001	2019	14	4	3	4,2	5,9	78,6	-14,3	-14,3
Norsjø	101	2019	28	4	4	3,4	4,7	50	25	17,9
Randsfjorden	201	2019	33	4	3	3,2	4,3	39,4	-	15,2
Tinnsjø	101	2019	10	7	7	2,8	6,1	90	0	-10
Tyrifjorden	201	2019	37	7	6	2	3,3	35,1	-	18,9

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no