

METODE FOR Å VURDERE LOKALITETSKVALITET AV NATURTYPER I FERSKVANN

Gaute Velle, Børre Dervo, Marit Mjelde, Ruben Alexander Pettersen, Ann Kristin Schartau



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

NORCE Miljø LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, Tel: 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN-2535-6623

LFI-rapport nr. 567

Miljødirektoratet rapport: M-2958|2025

NORCE LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, Telefon: 99205951

Tittel: Metode for å vurdere lokalitetskvalitet av naturtyper i ferskvann

Dato: 25.03.2025

Forfatter: Gaute Velle, Børre Dervo, Marit Mjelde, Ruben Alexander Pettersen, Ann Kristin Schartau

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet

Kontaktperson hos oppdragsgiver: Hege Sangolt

Antall sider: 58

Forsidefoto: Børre Dervo: Dokkadelta med meandrerende elv

Emneord: Forvaltning, Påvirkning, Naturvariasjon, Biologisk mangfold, Kartleggingsenheter

Sammendrag: Rapporten presenterer en metode som miljøforvaltningen kan bruke til å vurdere kvaliteten på lokaliteter av naturtyper i ferskvann. Kvaliteten beregnes basert på menneskelig påvirkning, samt naturvariasjon og biologisk mangfold (heretter kalt naturvariasjon). Kvaliteten klassifiseres som svært høy, høy, moderat, lav eller svært lav, og kan brukes til å prioritere forvaltningstiltak. Svært høy lokalitetskvalitet betyr at de mest sentrale Natur i Norge (NiN) prosessene som bestemmer naturvariasjonen, er lite påvirket. Rapporten detaljerer variablene som skal representere påvirkning og naturvariasjon, samt grenseverdiene mellom de ulike klassetrinnene. Kvalitet fastsettes indirekte ved hjelp av NiN 3.0, og vi viser hvordan NiN skal brukes for å kartlegge variablene. Vi har gjennomført flere runder med testkartlegging fra 2019 til 2024 for å utvikle metoden for å vurdere lokalitetskvalitet. Data fra testkartleggingen er også brukt til å utvikle prediksjonsmodeller som indikerer frekvensen av ulike naturtyper.

Påvirkning måles ved hjelp av en arealbruksindeks og en avrenningsindeks for ferskvann. Arealbruksindeksen beregnes ut fra frekvensen av menneskelig infrastruktur registrert i kart eller databaser, mens avrenningsindeksen beregner påvirkninger som fører til eutrofiering. Tilleggspåvirkninger som ikke fanges opp av disse indeksene, for eksempel fra fremmede arter eller inngrep som ikke er registrert i kart og databaser, kan korrigere graden av påvirkning. Naturvariasjon beregnes ut fra arealfordelingen av NiN-kartleggingsenheter ved en lokalitet, og vektes etter sentrale miljøgradienter (som kalkinnhold, dominante kornstørrelser, substrattyper, dybderelatert lyssvekking, turbiditet og vannforstyrrelsesintensitet), samt størrelsen på vannforekomsten. Kartleggingsenhetene som oppnår høyest vektning forventes å enten ha et høyt artsmangfold og/ eller forekomst av sjeldne eller rødlistede arter.

Vi presenterer også en oppdatert liste over naturtypene i ferskvann som skal prioriteres for kartlegging basert på Natur i Norge (NiN). For alle de prioriterte naturtypene gir vi generell informasjon, informasjon om geografisk avgrensning og skala, artsmangfold og naturvariasjon, påvirkning, samt kunnskapsstatus. Meromiktisk innsjø presenteres til slutt som en ny naturtype som skal prioriteres for kartlegging.

Referanse: Velle, G., Dervo, B., Mjelde, M., Pettersen, R.A., Schartau, A.K. 2025. Metode for å vurdere lokalitetskvalitet av naturtyper i ferskvann. NORCE LFI-rapport 567, Miljødirektoratet rapport M-2958|2025. Norwegian Research Center LFI, Bergen, 58 sider, ISSN 2535-6623.

English summary

The report presents a method that environmental management can use to assess the quality of sites for freshwater nature types. Quality is calculated based on human impact, as well as natural variation and biodiversity (hereafter referred to as natural variation). Quality is classified as very high, high, moderate, low, or very low, and can be used to prioritize management actions. Very high location quality means that the most central Nature in Norway (NiN) processes that determine natural variation are minimally affected. The report details the variables that represent impact and natural variation, as well as the threshold values between the classification levels. Quality is indirectly determined using NiN 3.0, and we demonstrate how NiN should be used to map the variables. We have conducted several rounds of test mapping from 2019 to 2024 to develop a method for assessing location quality. Data from the test mapping is also used to develop prediction models that indicate the frequency of freshwater nature types.

Impact is measured using a land use index and a runoff index for freshwater. The land use index is calculated from the frequency of human infrastructure recorded in maps or databases, while the runoff index calculates impacts leading to eutrophication. Additional impacts not captured by these indices, such as from invasive species or interventions not recorded in maps and databases, can adjust the degree of impact. Natural variation is calculated based on the area distribution of NiN mapping units at a site and is weighted according to key environmental gradients, such as calcium content, dominant grain sizes, substrate types, depth-related light attenuation, turbidity, and water disturbance intensity, as well as the size of the water body. Mapping units that achieve the highest weighting are expected to either have a high species diversity and/or the occurrence of rare or red-listed species.

In the report, we also present an updated list of freshwater nature types that should be prioritized for NiN mapping. For all the prioritized nature types, we provide general information, information on geographical limitations and scale, species diversity and natural variation, impact, and knowledge status. Meromictic lakes are finally presented as a new nature type that should be prioritized for mapping.

INNHOILDSFORTEGNELSE

INNLEDNING	5
HENSIKT	5
FØRINGER FRA OPPDRAGSGIVER	6
FORSTÅELSE AV OPPDRAGET.....	6
KUNNSKAPSSTATUS	7
NIN SOM KARTLEGGINGSSYSTEM I FERSKVANN.....	9
MÅLESTOKK	10
ERFARINGER FRA TESTKARTLEGGING	11
METODE FOR Å BESTEMME LOKALITETSKVALITET	13
OVERORDNET PRINSIPP	13
NATURVARIASJON SOM GRUNNLAG FOR KVALITETSVURDERING	14
PÅVIRKNING	19
JUSTERING AV LOKALITETSKVALITET	22
INNSAMLING AV DATA UNDER KARTLEGGING	23
EKSEMPLER PÅ VURDERING AV TILSTAND	24
LOKALITETSKVALITET I PRIORITERTE NATURTYPER.....	25
N1 ELVESLETTE.....	25
N2 DELTA.....	27
N3 MEANDRERENDE ELV OG BEKK	29
N4 KROKSJØ	30
N5 EVJE	32
N6 GRYTEHULLSJØ	33
N7 STOR OG DYP INNSJØ.....	34
N8 HUMØS STOR OG DYP INNSJØ	35
N10 TURBID INNSJØ.....	36
N11 KALKSJØ	37
N12 TEMMELIG KALKRIK INNSJØ.....	39
N14 NATURLIG FISKETOM INNSJØ OG DAM	40
N15 GÅRDS DAM	41
N16 BRAKKVANNSSJØ OG DAM	43
N17 INNGREPSFRI ELV	44
N18 KALKRIK BEKK OG LITEN ELV	46
N19 UNDERJORDISK ELVELØP	47
N20 VARM KILDE.....	48
N21 MEROMIKTISK INNSJØ	49
TAKK.....	51
REFERANSER	51
VEDLEGG.....	57

Innledning

Hensikt

Her presenteres en metode som miljøforvaltningen kan benytte til å sette kvalitet for lokaliteter av prioriterte naturtyper i ferskvann. Kvalitet beregnes etter graden av menneskelig påvirkning for naturtypen, og graden av naturvariasjon og biologisk mangfold. Kvalitet settes ved å bruke Natur i Norge (NiN)- systemet til å finne påvirkning og naturvariasjon. Kvalitet varierer fra svært høy, høy, moderat og til lav, og kan benyttes til å prioritere forvaltningen av lokalitetene. Kriteriene ble brukt for å velge naturtyper var (Tabell 1):

1. Truede naturtyper (jf rødliste fra 2018)
2. Nær truede naturtyper (jf rødliste fra 2018)
3. Spesielt dårlig kartlagte naturtyper
4. Naturtyper som dekker sentrale økosystemfunksjoner
 1. Leveområder for truede og nær truede arter
 2. Naturtyper med høyt artsmangfold
 3. Sentrale områder knyttet til reproduksjon og leveområder for vandrende arter

Tabell 1. Naturtyper prioritert for kartlegging i ferskvann. 1 = Truet naturtype, 2 = Nær truet naturtype, 3 = Spesielt dårlig kartlagte naturtyper, 4.1 = Leveområder for truede og nær truede arter, 4.2 Naturtyper med høyt artsmangfold, 4.3 Naturtyper inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende arter, 1 og 2 følger Artsdatabanken (2018), der VU er sårbar, EN er sterkt truet og CR er kritisk truet. For 4.1 er * = rødlistearter forekommer, ** = flere rødlistearter (hotspot), *** = svært mange rødlistearter (hotspot). Tabellen er redigert etter Velle mfl. 2021.

NR	NATURTYPE	KRITERIER					
		1	2	3	4.1	4.2	4.3
1	ELVESLETTE		*			*	*
2	DELTA	* (VU)				*	*
3	MEANDRERENDE ELV OG BEKK ^A	* (VU)				*	*
4	KROKSJØ		*			*	*
5	EVJE					*	*
6	GRYTEHULLSJØ (DØDISGROP)		*	*			
7	STOR OG DYP INNSJØ ^H			*	*	*	
8	HUMØS STOR OG DYP INNSJØ ^B	* (EN)					
9	HUMØS GRUNN INNSJØ ^G	* (VU)					
10	TURBID INNSJØ ^C		*				
11	KALKSJØ ^D	* (VU)			***	*	
12	TEMMELEG KALKRIK INNSJØ				**	*	
13	KALKRIK HELOFYTTSUMP ^G	* (VU)			*		
14	NATURLIG FISKETOM INNSJØ OG DAM			*	*		*
15	GÅRDSAM				*		*
16	BRAKKVANNSJØ- OG DAM			*	**		
17	INNGREPSFRI ELV ^E		*				*
18	KALKRIK BEKK OG LITEN ELV			*	**	*	*
19	UNDERJORDISK ELVELØP ^F		*	*			
20	VARM KILDE	* (CR)		*	*		
21	MEROMIKTISK INNSJØ ^I			*			

^A Meander i rødlisten; ^B Humøs dyp innsjø i rødlisten; ^C Turbide innsjøvannmasser i små og/eller grunne innsjøer i rødlisten; ^D Sterkt kalkrike pytter, dammer og små innsjøer i rødlisten; ^E Elvevannmasser i rødlisten, omtalt som uregulert elv i Velle mfl. (2021); ^F Kalkgrotter i rødlisten; ^G Naturtypen utgår; ^H Omtalt som vannmasser i stor og dyp innsjø i Velle mfl. (2021). ^I Naturtype som ikke var inkludert i Velle mfl. (2021). ^J Omtalt som Moderat kalkrik innsjø i Velle mfl. (2021).

Naturtypen humøs grunn innsjø var opprinnelige inkludert (Velle m fl. 2021) siden den er rødlistet (VU). Etter at arbeidet med å velge naturtyper ble avsluttet er det utført prediksjonsmodellering av antallet lokaliteter av naturtypen. Modelleringen indikerer at antallet lokaliteter er mye høyere enn tidligere antatt og at naturtypen humøs grunn innsjø ikke tilfredsstiller kriteriene for å inkluderes i naturtyper som bør prioriteres for kartlegging. Naturtypen utgår dermed. Den praktiske avgrensningen av kartleggingsenheten svært kalkrik helofytt-ferskvannsump LB01-03 har blitt revidert i NiN 3.0 og den terrestre delen av denne kartleggingsenheten dekkes nå av NiN terrestrisk og utgår også. Grunnlaget for rødlistingen i 2018 var delen av helofyttsumpen som lå over medianvannstaden. Denne delen av helofyttsumpen tilhører nå våtmark og utgår derfor fra det limniske arbeidet som grunnlag for en egen utvalgt type. Kalkrik helofytt-ferskvannsump som kartleggingsenhet vil imidlertid inngå i kartleggingen av kalksjø og temmelig kalkrik innsjø.

Utvelgelsen av naturtyper er i stor grad basert på rødlisting av naturtyper og landformer fra 2018. En oppdatert rødliste vil foreligge i 2025. I den nye vurderingen endres målestokk for enhetene som skal vurderes med rødlistekriteriene, noe som sannsynligvis vil føre til at visse limniske naturtyper og landformer faller ut av rødlisten, mens nye inkluderes. Vi forventer for eksempel at naturtypen meromiktisk innsjø vil inkluderes i rødlisten fra 2025 har derfor inkludert denne i listen over prioriterte naturtyper allerede nå. Metoden for å vurdere lokalitetskvalitet er utviklet for å fungere på tvers av ulike naturtyper uten spesifikke tilpasninger. Vi har imidlertid ikke vurdert hvordan endringer i vurderingsenhetene vil påvirke videre testing av metoden, eller om metoden faktisk vil fungere for alle naturtyper.

Føringer fra oppdragsgiver

Departementet har gitt føringer for metoden som skal benyttes for å sette lokalitetskvalitet:

- Innsamlede data skal ha høy kvalitet og være etterprøvbare og objektive.
- De kartlagte naturtypene skal foreligge i åpne kartløsninger, der naturtypene er beskrevet og avgrenset etter metoder fra NiN. Under kartlegging av en lokalitet tilhørende en av de aktuelle naturtypene må det registreres metadata for lokaliteten og for lokalitetskvalitet.
- Kartleggingen skal være kostnadseffektiv.
- Metoden for å vurdere lokalitetskvalitet skal være så etterprøvbar som mulig, slik at metoden er robust med hensyn på tilfeldige observasjoner som kan avhenge av ekspertkompetanse på særskilte artsgrupper.

Forståelse av oppdraget

NiN er i utgangspunktet et verdinøytralt system for å beskrive variasjon i norsk natur. Miljøforvaltningen ønsker et system for fastsettelse av lokalitetskvalitet som bygger på NiN, men som samtidig deler inn naturen i prioriterte, eller forvaltningsrelevante, typer og gjør det mulig å rangere disse. Lokalitetskvaliteten til en naturtype er et mål på variasjonen i biologisk mangfold i typen og på hvor forringet den er som følge av menneskelig aktivitet. Informasjon om utbredelse av naturtypene og hvilken lokalitetskvalitet disse har er viktig kunnskapsgrunnlag for forvaltningen til bruk i arealplaner eller vedtak etter annet regelverk. Det skal tas særlig hensyn til lokaliteter med høy eller moderat lokalitetskvalitet. Vi foreslår et system som bruker NiN 3.0 til å beskrive naturen, og et system i tillegg som bruker resultatet fra NiN- beskrivelsene til å tildele de

prioriterte typene ulik grad av «lokalitetskvalitet». Dette er gjort ved hjelp av en «kvalitetsmatrise» som har artsmangfold og naturvariasjon (heretter forkortet til naturvariasjon) langs den ene akse og menneskelig påvirkning langs den andre akse (se Figur 1 side 12). Svært høy lokalitetskvalitet (SH) i en type utvalgt natur betyr at de mest sentrale NiN-prosessene som bestemmer naturvariasjonen er lite påvirket. I en lokalitet med svært høy lokalitetskvalitet er det liten menneskelig påvirkning, mens naturvariasjonen kan være fra liten til svært stor avhengig av miljøforholdene. Graden av påvirkning settes ved å måle typer av arealbruk og andre typer menneskelige påvirkninger som er registrert i kart eller databaser. Graden av naturvariasjon beregnes ut ifra arealfordelingen av NiN kartleggingsenheter i en lokalitet for kartleggingsmålestokkene 1:20 000 (M20) eller 1:5 000 (M5), og vektet i forhold til størrelse på vannforekomsten (lokale miljøvariabler SM Vannforekomststørrelse for innsjøer og VA Middelvannføring for elver). Dette betyr at graden av påvirkning og naturvariasjon er beregnet ut ifra prinsipper i NiN, mens inndelingen i ulike grader av kvalitet er gjort ut ifra forvaltningsmessige prinsipper.

Kunnskapsstatus

Metoden vi bruker for å bestemme lokalitetskvaliteten bør være etterprøvbart og robust, særlig med tanke på tilfeldige observasjoner som kan avhenge av ekspertkompetanse på spesifikke artsgrupper. Selv om vi kan ha god informasjon om påvirkninger for de fleste naturtyper, mangler vi ofte kunnskap om artsmangfold og naturvariasjon. Dette gjelder spesielt naturlige gradienter i artsforekomster og artssammensetning. Vi mangler informasjon om naturlig variasjonen i antall arter mellom lokaliteter, forekomst av rødlistede arter, og indikatorarter som kan vise graden av menneskelig påvirkning (Tabell 2).

Tabell 2. Kunnskapsnivå for tilstand, artsmangfold og naturvariasjon for de prioriterte naturtypene i ferskvann.

NR	NATURTYPE	Kunnskapsnivå		
		Tilstand	Artsmangfold	Naturvariasjon
N1	ELVESLETTE	Middels	Middels	Middels
N2	DELTA	Middels	Middels	Middels
N3	MEANDRERENDE ELV OG BEKK	Middels	Lav	Lav
N4	KROKSJØ	Middels	Middels	Lav-middels
N5	EVJE	Middels	Lav	Lav
N6	GRYTEHULLSJØ (DØDISGRUPP)	Middels	Lav	Lav
N7	STOR OG DYP INNSJØ	Høy	Middels	Middels
N8	HUMØS STOR OG DYP INNSJØ	Middels	Lav	Lav
N10	TURBID INNSJØ	Middels	Svært lav	Lav
N11	KALKSJØ	Middels	Svært høy	Høy
N12	TEMMELEG KALKRIK INNSJØ	Middels	Middels	Middels
N14	NATURLIG FISKETOM INNSJØ OG DAM	Middels	Middels - lav	Lav
N15	GÅRDS DAM	Middels	Middels - lav	Middels
N16	BRAKKVANNSJØ OG DAM	Middels	Lav	Lav
N17	INNGREPSFRI ELV	Svært høy	Høy	Svært høy
N18	KALKRIK BEKK OG LITEN ELV	Høy	Lav	Høy
N19	UNDERJORDISK ELVELØP	Høy	Lav	Middels
N20	VARM KILDE	Høy	Middels	Svært høy
N21	MEROMIKTISK INNSJØ	Middels	Lav	Middels

I 2021 var det registrert 3 804 arter i ferskvann i Norge (Tabell 3). Se Coulson mfl. (2014) for en beskrivelse av fauna på Svalbard. Enkelte av artene er spesielt sårbare eller har særskilte økologiske egenskaper siden de foretar regelmessige vandringer mellom saltvann og ferskvann, eller mellom innsjø og elv, fordi de er istidsimmigranter eller fordi de er fremmede arter som kan utgjøre en risiko for biologisk mangfold. Vi har god kunnskap for rødlistede vannplanter i kalksjøer, og for noen arter av allmenn interesse, som laks, ørret, edelkreps, elvemusling og fugler tilknyttet vann, men kunnskapen er mangelfull for de aller fleste arter. På grunn av mangelen på kunnskap, benytter vi antall kartleggingsenheter som et mål på naturvariasjon.

Tabell 3. Antall arter kjent i ferskvann i Norge.

	Takson	Artsgruppe	1996 ¹	2015 ^{2,a}	2020 ^{3,b}	Rødliste 2021 ⁴
Dyr	Klasse	Amfibier	6	7	8	3
	Klasse	Strålfinnerfisker	41	45	45	2
	Orden	Niøyer	4	4	4	2
	Underrekke	Krepsdyr	219	240	224	20
	Klasse	Edderkoppdyr	153	151	151	2
	Orden	Vepser	1	1	1	2
	Orden	Tovinger	1 016	1 073	1 212	58
	Orden	Sommerfugler	5	5	5	3
	Orden	Vårfluer	191	205	201	28
	Orden	Biller	274	287	289	55
	Orden	Mudderfluer	5	5	5	1
	Orden	Nettvinger	2	2	3	2
	Orden	Nebbmunner	50	52	52	12
	Orden	Steinfluer	35	35	35	2
	Orden	Øyestikkere	45	50	52	8
	Orden	Døgnfluer	44	48	49	6
	Rekke	Bløtdyr	50	51	60	13
	Rekke	Leddormer	65	64	94	3
	Rekke	Hjuldyr	288	310	314	0
	Rekke	Mosdyr	7	11	11	3
	Rekke	Bjørnedyr	37	25	30	0
	Rekke	Rundormer	57	-	11	0
	Rekke	Flatormer	56	-	95	0
	Rekke	Nesledyr	3	2	28	0
	Klasse	Taglormer	1	1	1	0
	Rekke	Krassere	7	5	5	0
	Rekke	Svamper	5	5	5	1
	<i>Sum</i>	<i>Dyr</i>	2667	2684	2990	226
Planter	Rekke	Bladmose		75	75	22
	Klasse	Charophyceae (kransalger)		25	26	23
	Klasse	Coleochaetophyceae		0	10	-
	Klasse	Klebsormidiophyceae		5	9	-
	Klasse	Zygnematophyceae		200	248	12
	Rekke	Chlorophyta		306	293	2
	Rekke	Dekkfrøete planter		106	106	42
	Klasse	Levermoser		20	20	2
	Rekke	Karsporeplanter		4	4	0
	Rekke	Rødalger		24	24	-
	<i>Sum</i>	<i>Planter</i>		765	813	103
	Sum totalt			3449	3803	329

Kilder dyr: 1) Aagaard og Dolmen 1996, 2) Elven og Sørli 2016, 3) Elven og Sørli 2021, 4) Artsdatabanken 2021. Kilder planter: a) Elven og Sørli 2016. b) Elven og Sørli 2021, 4) Artsdatabanken 2021.

Dette beskrives senere i rapporten (se side 14). Det faglige grunnlaget for å sette grenseverdier mellom trinnene for lokalitetskvalitet vil til en viss grad også være subjektive siden vi mangler kunnskap om sammenhengen mellom graden av påvirkning og effekter på naturtypen. Denne sammenhengen kan være vanskelig å påvise fordi naturens gradienter ofte mangler klart definerte trinn. Metoden som vi foreslår for å sette lokalitetskvalitet er likevel etterprøvbart.

NiN som kartleggingssystem i ferskvann

NiN er samfunnets valgte verktøykasse for å beskrive natur på en sammenlignbar måte på tvers av ulike sektorer. Naturmangfoldloven definerer en naturtype som "en ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv samt de miljøfaktorene som påvirker dem". Definisjonen av «naturtyper» i NiN 3.0 er vid. NiN definerer natur som et avgrenset areal med de artene som lever der og det miljøet som omgir dem (Edvardsen mfl. 2024). Det kan også defineres som miljøet alene.

NiN 3 inneholder et variabelsystem og mange typesystemer (Edvardsen mfl. 2024). Variabelsystemet består av mange hundre variabler som gjør det mulig å beskrive naturvariasjon på en standardisert måte. Eksempler på variabler er antall store eiketrær pr. dekar, kalkinnhold i bunnsedimentene i en innsjø (ni-delt skala fra ekstremt kalkrikt > 40 mg Ca/L til svært kalkfattig $< 0,5$ mg Ca/L) eller kornstørrelse på elvebunnen (skala med 26 trinn fra den fineste leira til kjempeblokker). Typesystemene bruker variabler fra variabelsystemet for å bygge hierarkier av typer. Et eksempel på type av ulike hierarkiske nivåer er svært kalkrik undervannseng i innsjø. Dette er en grunntype i hovedtypen innsjø- undervannseng som inngår i hovedtypegruppen innsjøbunnsystemer. Med naturvariasjon menes variasjon av natur i tid og rom.

NiN setter all naturvariasjon i system. Første steget er å sortere naturvariasjonen tematisk. To viktige overordnede kategorier er naturegenskap og naturfunksjoner. Naturegenskaper er alt i naturen som kan observeres, telles og måles. Disse deles inn i tre hovedtema; abiotiske egenskaper (f.eks. naturgitte egenskaper som biotiske objekter), biotiske egenskaper (f.eks. naturgitte egenskaper som regionale miljøvariabler) og økoegenskaper (f.eks. primære økodiversitetsnivåer hvor landskap og natursystemet er tilordnet). Natursystemet er det mest brukte systemet til feltbasert naturkartlegging. Alle naturegenskapene er systematisert i naturegenskapstreet som ender i 52 grunnegenskaper (Edvardsen mfl. 2024, s 59). Naturfunksjon omfatter geologiske, geomorfologiske, biologiske og økologiske prosesser, dvs. prosessene i naturen i tid og rom som er årsaken til variasjon i naturegenskapene.

De mest grunnleggende egenskapene ved naturvariasjon kan oppsummeres i det såkalte «gradientanalyseperspektivet», her oppsummert i tre punkter; 1) enkeltmiljøvariabler, som forklarer variasjonen i sammensetningen av arter som samvarierer med hverandre (såkalte komplekse miljøvariabler), 2) i de fleste økosystemer forklarer noe få (to til fire) komplekse miljøvariabler mesteparten av artsvariasjonen i et miljø og 3) hver art finnes innenfor et begrenset intervall langs hver komplekse miljøgradient (Edvardsen mfl. 2024). Den en-toppete artsresponsmodellen beskriver en arts respons på komplekse miljøgradienter. Modellen har en klokkeform der optimum (toppen i kurven) tilsvarer punktet langs miljøgradienten der arten har sin største mengde. Artenes respons på de viktigste miljøvariablene kan visualiseres i et «økologisk rom», hvor de komplekse miljøvariablene er akser. Det økologiske rommet er et eksempel på det som i NiN kalles den generelle økodiversitetsmodellen.

I NiN er det valgt å bruke endring i artssammensetning som grunnlag for inndeling av aksene i enheter i det økologiske rommet. Slike enheter gir uttrykk for hvordan organismene responderer på miljøvariasjon. Den «økologiske avstanden» langs miljøgradienten betyr forskjell i artssammensetning som uttrykk for forskjeller i miljøforholdene. I NiN tallfestes forskjeller i artssammensetning mellom to systemer av natur som

sammenlignes ved bruk av en standardisert metode som krever spesielt tilrettelagt datamateriale («generaliserte artslistedata»).

Systematiseringen av naturegenskaper i NiN bygger på gradientanalyseperspektivet og den generelle økodiversitetsmodellen. Fordi variasjonen i naturen er overveiende kontinuerlig, er variabelsystemet grunnmuren i NiN. Dette systemet inneholder alle variablene for å beskrive naturvariasjonen. I tillegg er utvalgte deler av naturvariasjonen systematisert ved å konstruere typesystemet. Økodiversitetsmodellen tar utgangspunktet i de komplekse variablene som forklarer mest variasjon i den karakteriserende naturegenskaper (jf. naturegenskapstreet), altså det som først og fremst særpreger naturen. I NiN kommer man fram til typene ved å bruke en kriteriebasert prosedyre som deler all natur ovenfra og nedover i «ikke-overlappende enheter». Dermed oversettes økodiversitetsmodellen til et hierarkisk typesystem.

Natursystemet i NiN er det mest brukte systemet for feltbaserte kartlegging av natur (<https://naturinorge.artsdatabanken.no/>). Versjon 3.0 skal benyttes for å kartlegge utvalgt limnisk natur. Det er hovedtypegruppene innsjøbunnsystemer, elvebunnsystemer og limniske innsjøvannmasser med tilhørende hovedtyper, variabelsystem og kartleggingsenheter i målestokk 1:20 000 og 1:5 000 som inngår i kartleggingen. Kartleggingsenhetene gir grunnlaget for å beskrive naturvariasjonen.

Målestokk

Valg av kartleggingsmålestokk er et kompromiss mellom behovet for effektiv framdrift i kartleggingen og nødvendigheten av å oppnå tilstrekkelig detaljert kunnskap for å kartlegge de naturverdiene man ønsker å dokumentere. Den hensiktsmessige målestokken for kartlegging, samt antallet av kartleggingsenheter innenfor en gitt målestokk, vil avhenge av naturtypen og kunnskapsbehovet.

For de fleste prioriterte naturtypene, er målestokk 1:20 000 (med et minsteareal på 2 500 m²) tilstrekkelig for kartlegging. Imidlertid er noen naturtyper, som kalkrike bekker og gårdsdammer, ofte mindre enn minstearealet for målestokk 1:20 000 (M20) og må derfor kartlegges i målestokk 1:5 000 (M5) for å oppnå nødvendig detaljrikdom. Dette gjør at man for eksempel kan fange opp tilstrekkelige detaljer i en elveslette i målestokk M20, mens en gårdsdam krever kartlegging i målestokk M5 for å sette lokalitetskvalitet.

Det kan også være aktuelt å kartlegge delområder i en høyere målestokk innen naturtyper som vanligvis kartlegges i målestokk M20. Et eksempel på dette er en artsrik sedimentbunn med pusleplantesamfunn, hvor det ofte forekommer rødlistede arter. Disse arealene er ofte mindre enn standard minsteareal for målestokk M20 og vil derfor bli generalisert bort ved kartlegging i en grovere målestokk. Denne grunntypen finnes også som kartleggingsenhet kun i målestokk M5, og blir av den grunn generalisert bort i en større målestokk. Ved å kartlegge i målestokk M5 vil slike mindre arealer og deres biologiske verdier bli fanget opp mer effektivt. Denne rapporten beskriver hovedsakelig beregning av tilstanden for kartleggingsmålestokken M20. Beregningen for kartleggingsmålestokk M5 følger samme prosedyre, men bruker en annen tabell for vekting av kartleggingsenheter (naturvariasjon). Tabellen som vekter kartleggingsenhetene for M5 inneholder kun relevante kartleggingsenheter som forekommer i de prioriterte naturtypene hvor målestokk 1:5 000 er aktuelt (Gårdsdammer med LJ01-01 Klart endret innsjøbunn preget av næringsstoff-overbelastning). Innsjøer og elver med henholdsvis LA02-32 Pusleplante-innsjøbunn og OA02-21 Pusleplante-elvbunn vil inngå i sedimentbunn i målestokk 1:20 000. Kalkrike bekker vil bli kartlagt som linjer istedenfor polygoner i målestokk 1:20 000.

Erfaringer fra testkartlegging

Vi har gjennomført flere runder med testkartlegging fra 2019 til 2024 for å utvikle metoder for å vurdere lokalitetskvalitet (Tabell 4). Data fra testkartleggingen er brukt til å utvikle prediksjonsmodeller for de prioriterte naturtypene. Hver runde besto av metodeutvikling etterfulgt av utprøving. Utprøvingen omfattet NiN kartlegging (alle år) og utprøving av systemet for kvalitetsvurdering (2022, 2023 og 2024) i ferskvann. De to første årene for testingen av lokalitetskvalitet ble det benyttet et system etter mønster fra terrestriske naturtyper (Evju mfl. 2017). Testkartleggingen etter dette systemet avdekket at vurderingene av lokalitetskvalitet for limniske systemer varierte for mye mellom kartleggerne, og spesielt at det var ulike oppfatninger av grensene mellom kvalitetskategorier.

Tabell 4. Antall lokaliteter i ferskvann som er kartlagt etter NiN-systemet, samt gjennomsnittlig grad av menneskelig påvirkning (målt setter infrastrukturindeksen), og antatt antall lokaliteter av de ulike typene.

Kode	Naturtype	Antall undersøkt	Gjennomsnitt infrastruktur	Antall totalt (fra modell)
N1	Elveslette (Flomslette)	34	-	34 000
N2	Delta	35	-	ferskvann 9 500, 631 marint
N3	Meanderende elv og bekk	27	4,3	20 049
N4	Kroksjø/flomdam	50	4,2	17 904
N5	Evje	62	5,0	
N6	Grytehullsjø (Dødisgrop)	68	2,3	2 049
N10	Turbid innsjø	17 bresj. + 13 leiresj.	(0,4 bre)	Bresjø: 666 + Leirsjø: 134
N11	Kalksjø	325	2,1	5 270
N12	Moderat kalkrik innsjø	190	2,0	33 374
N13	Kalkrik helofyttsump	16	4,9	3 048
N14	Naturlig fisketom innsjø og dam	30	2,2	3 000
N15	Gårdsdam	120	7,3	7 060
N16	Brakkvannsjø og dam	23	1,0	25 919
N17	Inngrepsfri elv	150	2,0	394 (nedbørfelt vvv)
N18	Kalkrik bekk og elv	140	5,5	90 000
N19	Underjordisk elveløp	3	1,9	3 000
N7	Vannmasser i stor og dyp innsjø	-	-	
N8	Humøs stor og dyp innsjø	-	-	
N20	Varm kilde	-	-	
N21	Meromiktisk innsjø	-	-	
	Annet (habitater for storørret, elvemusling mm)	170	-	
	Sum antall lokaliteter	Ca. 1 470		Ca. 215 000 (125 000)

Det var flere årsaker til uenigheten:

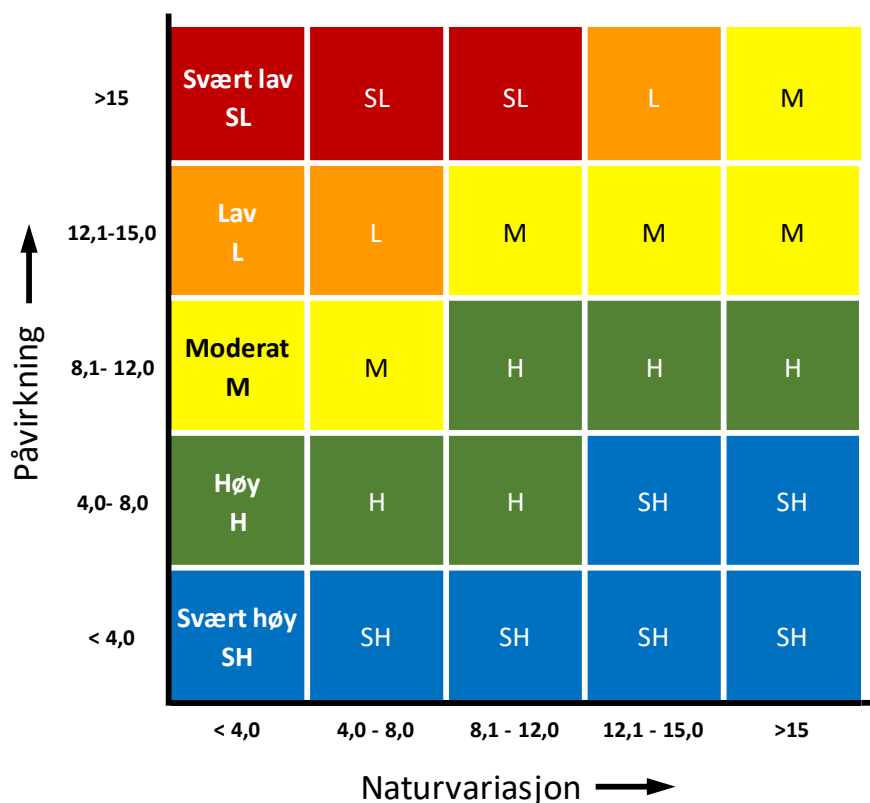
1. Variasjonen i naturen er ofte gradvis, og det er utfordrende å avgrense klare naturtypeenheter. Hvert område i naturen, enten det er lite eller stort, har en unik artssammensetning bestemt av miljøforhold, menneskelig påvirkning og innvandringshistorie etter istiden. Det er ofte vanskelig å avgjøre hvilke miljøvariabler som er viktig for artenes utbredelse og tetthet (se for eksempel Sortland mfl. 2023, Velle mfl. 2010, Velle mfl. 2012).
2. I NiN brukes tilstedeværelsen av langskuddplanter og helofytter for å definere to hovedtyper på innsjøbunn (LB01 og LB02) og en hovedtype på elvebunn (OB01). Kortsjuddplanter brukes til å definere en kartleggingsenhet på sedimentbunn i innsjøer (LA02-15) og i elver (OA02-18). Bruken av arter for å skille mellom ulike limniske naturtyper kan imidlertid være utfordrende. Mange ferskvannsplanter har brede økologiske nisjer og kan forekomme langs store deler av kalkgradienten. Selv om mange planter også har et miljøgradientoptimum hvor tettheten av arten er størst, er dette ikke alltid tilstrekkelig for å skille mellom naturtypene. Videre brukes kjemiske og fysiske variabler i den praktiske kartleggingen av vann. For eksempel er kalkinnhold (KA) den viktigste limniske variabelen ifølge NiN, og dette bestemmes vanligvis gjennom en vannprøve. Vannprøven sendes til analyse etter feltarbeidet, og analysens resultater gir derfor begrenset hjelp under selve feltkartleggingen.
3. Typeinndelingen etter NiN terrestrisk er i stor grad basert på planter, mens både planter og dyr er benyttet til typeinndeling for NiN limnisk. Under feltarbeid er det lettere å artsbestemme planter på land enn dyr og planter i vann. Forekomst av arter gir dermed kartleggerne mindre hjelp til å vurdere både typer og lokalitetskvalitet i vann enn de gjør på land. Mange dyr i ferskvann er små og bruk av disse krever ekspertkompetanse på særskilte artsgrupper og artsbestemmelse i lab. Under feltarbeid vil dyrene i liten grad kunne bidra til å belyse artsrikdom, annet enn av kartleggere som er eksperter på de ulike gruppene. Kunnskapen og tiden som en person bruker under kartlegging kan påvirke antall arter, og dermed lokalitetskvalitet.
4. Det er en generell mangel på kompetanse innen ferskvann i Norge, spesielt innen taksonomi, limnologi og ferskvannsøkologi. Tilstanden til en vannlokalitet er et resultat av påvirkninger både i nærområdet og påvirkning oppstrøms i nedbørfeltet. Det krever lang erfaring for å «lese naturen» og bestemme artsmangfold og naturvariasjon og tilstand når disse er et resultat av flere påvirkninger som skjer på flere skalaer. Denne erfaringen har svært få kartleggere i dag.
5. Kartleggerne har varierende kunnskap om NiN, og spesielt om NiN limnisk. Kartleggerne har ofte overført praksis og erfaringer fra terrestrisk kartlegging til limnisk kartlegging, men dette gir ofte ikke gode resultater for den limniske kartlegginga.
6. Utfordringene fra 2022 og 2023 førte til en mer omfattende endring i metoden for å vurdere lokalitetskvalitet, som deretter ble testet i 2024. Den oppdaterte metoden er i større grad objektiv og i mindre grad basert på kartlegging av arter enn den opprinnelige metoden. Dette har ført til mer konsistente resultater mellom kartleggere. Det viktig å være klar over at det fortsatt er behov for ytterligere opplæring i ferskvann når det gjelder økologi, taksonomi og limnologi. Økt kompetanse blant kartleggere vil bidra til mer konsistente og pålitelige vurderinger av lokalitetskvalitet i norske ferskvannssystemer.

Metode for å bestemme lokalitetskvalitet

Overordnet prinsipp

NiN er i utgangspunktet verdinøytralt og mangler et system for å beskrive lokalitetskvalitet eller verdi på natur. NiN har imidlertid et variabelsystem som gjør det mulig å beskrive naturvariasjon på en standardisert og etterprøvbart måte. Lokalitetskvalitet kan derfor settes indirekte ved hjelp av økologiske prinsipper i NiN 3.0. Det er mulig å bruke kartleggingsenheter i typesystemet for å finne graden av artsmangfold og naturvariasjon (heretter forkortet til naturvariasjon). Det vil si at kartleggingsenheter hvor det blir dokumentert mange arter (f.eks. LB02-020-02 Moderat kalkrik undervannseng i innsjø), blir vektet høyere enn kartleggingsenheter med få dokumenterte arter (f.eks. LA02-020-01 svært kalkfattig innsjø-sedimentbunn av silt til stein i strandkant og plantebeltet). I tillegg har NiN et system for å beskrive graden av menneskeskapt påvirkning. For det første er typesystemet delt inn i tre grupper av typer som er 1) «normal natur» (lite menneskepåvirket), 2) typer som er «seminaturlige» (natur som har en kulturpåvirket klart endre artssammensetning) og 3) natur som er «sterkt endret» (natur med sterkt endret og ofte ustabil artssammensetning og eller ustabile økosystem). For det andre kan variabler brukes til å måle graden av påvirkning uten at typen endres. Ved stor og varig påvirkning vil typer kunne bli definert som sterkt endret.

Variasjoner i lokalitetskvalitet kan forekomme mellom forskjellige lokaliteter av samme naturtype. Vi har foreslått en «kvalitetsmatrise» for å sette kvalitet der NiN brukes indirekte. I matrisen er naturvariasjonen plassert langs x-aksen og menneskelig påvirkning langs y-aksen (Figur 1).



Figur 1. Kvalitetsmatrise for lokalitetskvalitet i limnisk naturtyper. De fem klassene for lokalitetskvalitet inkluderer Svært lav (SL), Lav (L), Moderat (M), Høy (H) og Svært høy (SH), og bestemmes av graden av naturvariasjon (score fra 0 til 20) og graden av menneskelig påvirkning (score fra 0 til 19,4).

Svært høy kvalitet (SH) i en type utvalgt natur indikerer at de mest sentrale miljøgradientene (LKMene) som bestemmer naturvariasjon er lite påvirket. I en lokalitet med svært høy lokalitetskvalitet er det liten menneskelig påvirkning, mens naturvariasjonen kan variere. Graden av påvirkning settes ved å måle typer av arealbruk og andre typer menneskelige påvirkninger som er registrert i kart eller databaser. NiN har i utgangspunktet ulike variabler som måler graden av påvirkning. Vi har valgt å bruke en infrastrukturindeks som indirekte beregner summen av ulike påvirkninger som kan beskrives gjennom NiN. Graden av naturvariasjon beregnes ut ifra arealfordelingen av NiN kartleggingsenheter i en lokalitet for kartleggingsmålestokkene 1:20 000 (M20) eller 1:5 000 (M5), og vektes i forhold til størrelse på vannforekomsten og sentrale miljøgradienter (LKMer).

Klassegrensene for graden av påvirkning og naturvariasjon i kvalitetsmatrisen er fastsatt ut fra ekspertvurderinger og erfaringer med testkartlegging av omtrent 1 500 ferskvannslokaliteter i perioden 2016 til 2024 (Dervo mfl., upublisert). Erfaringene viser en lineær sammenheng mellom påvirkningsgrad og naturvariasjon i vurderingen av tilstand. Før en eventuell korrigering basert på flere feltobservasjoner, vil en kombinasjon av naturvariasjon større enn 12,1 og en påvirkning mellom 4,0 og 8,0, samt naturvariasjon større enn 4 og en påvirkning lavere enn 4,0 resultere i Svært høy lokalitetskvalitet. Svært lav lokalitetskvalitet oppnås når tilstanden er over 15,0 og naturvariasjonen er under 12,0. Det er verdt å merke seg at en lokalitet med svært lav naturvariasjon fremdeles kan ha svært høy lokalitetskvalitet hvis den ikke er påvirket av menneskelig aktivitet.

Naturvariasjon som grunnlag for kvalitetsvurdering

I kvalitetsmatrisen er naturvariasjonen plassert langs x-aksen og menneskelig påvirkning langs y-aksen (Figur 1). NiN-kartlegging av en utvalgt naturtype vil gi ulike kartleggingspolygon med kartleggingsenheter som består av bare en eller inntil tre typer. Alle kartleggingsenhetene vil utgjøre en arealmessig prosentandel av totalarealet i den kartlagte lokaliteten. Artenes respons på de viktigste miljøvariablene kan visualiseres i et «økologisk rom», hvor de komplekse miljøvariablene er akser. Dette betyr at en kartleggingsenhet har en bestemt forventning om forekomst av arter, hvor summen av antall arter og mengdefordelingen utgjør «artsdiversiteten». Kartleggingsenheter vil med andre ord ha ulik forventning om forekomst av «naturvariasjon». Vektingen av kartleggingsenheter baserer seg på resultatene fra testkartlegging utført i perioden 2016 til 2024 (Dervo mfl. upublisert). I tillegg hentet vi kunnskap om hvordan forekomst av arter varierer langs ulike miljøvariabler fra Artskart og litteratur. Indirekte bestemmes vektingen av de tre viktigste LKMene for kartleggingsenhetene etter hvordan artenes forekomst varierer langs disse gradientene.

Datagrunnlaget er mangelfullt for de fleste av de prioriterte naturtypene, og spesielt for elver. Beregning av naturvariasjon kan enkelt justeres ved å endre formlene i kartleggingsdatabasen når det foreligger mer data fra ordinær kartlegging utført i regi av Miljødirektoratet. Sammenhenger mellom endringer i forekomst av arter langs gradienten for «størrelse» er analysert i langt færre elver enn innsjøer. Dermed er det større usikkerhet knyttet til beregning av naturvariasjon i elver enn i innsjøer.

Innsjøer

Vektingen av den enkelte kartleggingsenheten i innsjøer bygger på fem viktige lokale miljøvariabler:

1. KA Kalkinnhold er den viktigste variabelen som bestemmer forekomsten av arter og mengden av den enkelte arten i ferskvann.
2. DK Dominerende kornstørrelse beskriver kornstørrelsen på sedimentene og beskriver det fysiske habitatet. Kornstørrelsen avgjør plantenes evne til å rotfeste seg, beskriver tilgjengelige hulrom for organismer og indirekte oksygentilførsel i sedimentene.

3. ST Substrattyper beskriver type substrat og indirekte substratets egenskaper, f.eks. innholdet av organisk materiale. Forekomst av normalbunn (bunn uten eller med svært lite organisk) eller innsjøbunn med organiske sedimenter påvirker sammensetningen av bunnlevende planter og dyr. Enkelte arter foretrekker faste, steinete substrater, mens andre trives i bløte, organiske bunnforhold.
4. DL Dybderelatert lyssvekking beskriver absorpsjonen av sollys på ulike dybder. Lys påvirker planter overlevelse og vekst i ulike dybder. Over kompensasjonsdypet er primærproduksjon (vekst av planter) større enn nedbrytningen, mens under dominerer konsumenter og nedbrytningsprosesser.
5. TU Turbiditet er et mål på vannets klarhet og er en indikator for suspendert uorganisk materiale. I turbide innsjøer kan høy turbiditet overstyre effekten av andre LKMer ved å redusere lysgjennomtrengeligheten. Høy turbiditet påvirker også filtrerende bunndyr.

Basert på de disse fem miljøvariablene har vi kategorisert alle kartleggingsenhetene i innsjøer for målestokk M20 i fire grupper etter forventet artsmangfold (Tabell 5). Kartleggingsenhetene er gitt en vektning basert på deres biologiske mangfold (Biomangfoldvekt), der klassene er: lite artsmangfold = 1, noe artsmangfold = 2, moderat artsmangfold = 3 og stort artsmangfold = 4. Forventningen om forekomst av sjeldne og/eller rødlistede arter spiller også en viktig rolle i vektingen av hver enkelt kartleggingsenhet. Kartleggingsenhetene som oppnår den høyeste skåren, dvs. 4, forventes å enten ha et høyt artsmangfold eller forekomst av flere? sjeldne eller rødlistede arter. I for eksempel innsjøer med svært høyt innhold av kalsium (KA_i) forventes ikke et høyt artsmangfold, men det kan være høy forekomst av sjeldne vannplanter.

Innsjøer som inneholder kartleggingsenheter som er sterkt endret (LM01-E-01, LM01-E-02, LM01-E-03, LM02-E-01, LM02-E-03, LM03-E-01, LM03-E-02, LM04-E-01, LM04-E-02, LM04-E-03, LM05-E-01, LM05-E-02, LM05-E-03, LM05-E-04) skal ikke kartlegges. Disse kartleggingsenhetene er derfor ikke gitt vektning i tabell 5. Nærmere beskrivelse av dette vil gå fram av Miljødirektoratets bestillingsinstruks.

For å fastsette naturvariasjonen i innsjøer er det også nødvendig å korrigere for lokalitetsstørrelse. Tabell 6 viser basistrinnene for LM-SM Vannforekomststørrelse og faktoren for å korrigere den samlede skåren til kartleggingsenhetene i innsjøen. Denne samlede poengsummen beregnes basert på fordelingen av ulike kartleggingsenheter og deres gjennomsnittlige biomangfoldvekt (se beskrivelsen av hvordan naturvariasjonen beregnes nedenfor). Korrigeringen av lokalitetsstørrelse tar hensyn til at antallet arter øker med innsjøens størrelse. For vannplanter er det vist at antallet arter i en innsjø større enn 0,5 km² er fem ganger høyere sammenlignet med en innsjø mindre enn 0,005 km² (5000 m²) (Mjelde og Dervo 2023). Tilsvarende er artsantallet dobbelt så stor i tjern og tre ganger så stort i små innsjøer sammenlignet med dammer og pytter. Vi antar at dette forholdet gjelder for alle artsgrupper.

Tabell 5. Vekting (biomangfoldvekt) av kartleggingsenheter for limnisk innsjøbunn ved beregning av naturvariasjon.

Populærnavn	Vekting	Kortkode for kartleggingsenheter M20	Definisjonsgrunnlag
Moderat til svært kalkrik fin sedimentbunn over kompensasjonsdypet	4	LA02-E-04, LA02-E-05, LA02-E-06	KA_efghi med DK_ABCD og DL_0abcde
Moderat til svært kalkrik undervannseng i innsjø	4	LB02-E-02, LB02-E-03	KA_efghi med undervannseng
Svært kalkrik helofyttsump	4	LB01-E-03	KA_efghi med helofyttsump
Moderat til svært kalkrik fastbunn over kompensasjonsdypet	3	LA01-E-03, LA01-E-04	KA_efghi med DK_GH og DL_0abcde
Moderat til svært kalkrik grov sedimentbunn over kompensasjonsdypet	3	LA02-E-07	KA_efghi med DK_EF og DL_0abcde
Moderat til svært kalkrik dy- og gytjebunn	3	LC02-E-03, LC02-E-04	KA_efghi med dy og gytje
Kalkrik innsjøbunn av grovt organisk	3	LC03-E-02	KA_efghi med grovt organisk
Gårdsdam	3	LJ01-E-01	TotN > 400 mg N/L
Noe kalkfattig fastbunn over kompensasjonsdypet	2	LA01-E-02	KA_cd med DK_GH og DL_0abcde
Noe kalkfattig sedimentbunn over kompensasjonsdypet	2	LA02-E-02, LA02-E-03	KA_cd med DK_BCDEF og DL_0abcde
Moderat kalkrik helofyttsump	2	LB01-E-02	KA_efg med hekofyttsump
Kalkfattig undervannseng i innsjø	2	LB02-E-01	KA_abcd med undervannseng
Noe kalkfattig dy- og gytjebunn	2	LC02-E-02	KA_cd med dy og gytje
Naturlig gjødslet innsjøbunn	2	LC06-E-01	NG_bc
Svært kalkfattig innsjøbunn over kompensasjonsdypet	1	LA01-E-01, LA02-E-01	KA_ab med DK_BCDEF og DL_0abcde
Turbid innsjøbunn	1	LA01-E-05, LA02-E-08	DK_BCDEF med TU_cy
Innsjøbunn under kompensasjonsdypet	1	LA03-E-01, LA03-E-02, LA03-E-03	KA_abcdefghi med DL_fy
Kalkfattig helofyttsump	1	LB01-E-01	KA_abcd med hekofyttsump
Torvbunn	1	LC01-E-01, LC01-E-, LC01-E-03	KA_abcdefghi med torv
Svært kalkfattig dy- og gytjebunn	1	LC02-E-01	KA_abcd med dy og gytje
Kalkfattig innsjøbunn av grovt organisk	1	LC03-E-01	KA_abcd med grovt organisk
Meromiktisk innsjøbunn (oksygenfattig)	1	LC04-E-01, LC04-E-02, LC04-E-03, LC04-E-04, LC04-E-05, LC04-E-06, LC04-E-07	OM_by
Isbunn	1	LC05-E-01, LC05-E-02	SN_BCD
Naturlig overgjødslet innsjøbunn	1	LC06-E-02	NG_dy
Ny naturlig innsjøbunn	1	LG01-E-01	ST_0FI

Tabell 6. LM-SM Vannforekomststørrelse med kode, arealstørrelse og størrelsesfaktor ved beregning av naturvariasjonen for innsjøer.

Innsjøtype	Kode	Arealstørrelse	Størrelsesfaktor
Store innsjøer	SM_cb	> 0,5 km ²	5
Små innsjøer	SM_d	0,05-0,5 km ²	3
Tjern	SM_e	0,005-0,05 km ²	2
Dammer og pytter	SM_fgghi	< 0,005 km ²	1

Elver

Vektingen av den enkelte kartleggingsenheten i elver baserer seg på fem viktige lokale miljøvariabler som bestemmer forekomsten av arter i en vannforekomst, der KA Kalkinnhold, DK Dominerende kornstørrelse, ST Substrattyper og TU Turbiditet er beskrevet under innsjøer. I tillegg kommer VF Vannforstyrrelsesintensitet, som uttrykker hvor kraftig vannet kan flytte sedimenter og skape fysisk påvirkning av fast bunn. Dette er avgjørende for substratets stabilitet i skjæringsstress mot bunnen og en viktig biologisk miljøvariabel i elver (Brittain et al. 2001, Lods-Crozet et al. 2001).

Med utgangspunkt i disse fem miljøvariablene har vi kategorisert alle kartleggingsenhetene i elver for målestokk M20 i fire grupper basert på forventet artsmangfold (Tabell 7). Alle kartleggingsenhetene er, på samme måte som for innsjøer, tildelt en vekting basert på følgende klasseinndeling (biomangfoldvekt): lite artsmangfold = 1, noe artsmangfold = 2, moderat artsmangfold = 3 og stort artsmangfold = 4. Forventningen om forekomst av sjeldne og/eller rødlistede arter spiller også en viktig rolle i vektingen av hver enkelt kartleggingsenhet. Vektingen tar hensyn til forventet naturvariasjon for den enkelte kartleggingsenhet og bygger på erfaringene fra testkartlegging av elvebunnsystemer som er utført i perioden fra 2016 til 2024. Elver som inneholder kartleggingsenheter som er sterkt endret (OM01-E-01, OM01-E-03, OM01-E-05, OM02-E-01, OM02-E-03) skal ikke kartlegges. Disse kartleggingsenhetene er derfor ikke gitt vekting i Tabell 7. Nærmere beskrivelse av dette vil gå fram av Miljødirektoratets bestillingsinstruks.

Testkartleggingen i perioden 2016 til 2024 har vist at de store elvene på Østlandet, som Glomma, Drammenselva og Numedalslågen, spesielt i de nedre flate partiene, har en rikere vannplanteflora enn små elver med tilsvarende kalkinnhold. Nedre deler av middels store kalkrike elver som Leira og Nitelva har også artsrike undervannsenger. Siden antallet arter øker med størrelsen, gitt tilsvarende kalkinnhold og substrat, må man korrigere for lokalitetsstørrelse for å vurdere naturvariasjon. For elver bruker vi den lokale miljøvariablen VA Middelvannføringen som mål på lokalitetsstørrelse. Inntil det foreligger mer omfattende data om forholdet mellom elvestørrelse og artstetthet, må våre vurderinger basere seg på ekspertvurderinger. Tabell 8 viser basistrinnene for VA Middelvannføring og størrelsesfaktoren som skal brukes til å korrigere den samlede skåren til kartleggingsenhetene i elver. Den samlede skåren for kartleggingsenhetene beregnes basert på fordelingen av de ulike kartleggingsenhetene og deres gjennomsnittlige biomangfoldvekt (se beskrivelsen av hvordan naturvariasjon beregnes nedenfor).

Det er langt færre analyser som viser sammenhenger mellom endringer i forekomst av arter langs gradientene for ulike lokale miljøvariabler i elver sammenliknet med innsjøer. Dette fører til større usikkerhet knyttet til beregning av naturvariasjon i elver ved bruk av samme metodikk som for innsjøer. Det er blant annet gjort analyser av generaliserte artslistedatasett for begroingsalger og bunndyr (hovedsakelig insekter). Mye av kunnskapsgrunnlaget omhandler store elver og undersøkelser i elver med fisk, men det er mindre data om forekomst av arter i meandrerende elver på elvesletter og deltaer. Inndelingen av grunntyper og kartleggingsenheter er basert på analysene av de generaliserte datasettene og ekspertvurderinger. Dermed bør inndelingen av elvebunn i større grad enn for innsjøbunn anses som hypoteser. Klassegrensene for tilstand i elver vil sannsynligvis justeres ettersom mer data blir tilgjengelig fra den ordinære kartleggingen.

Tabell 7. Vekting (biomangfoldvekt) av kartleggingsenheter for elvebunn ved beregning av naturvariasjonen i elver.

Navn	Vekting	Kortkode for kartleggingsenheter M20	Definisjonsgrunnlag
Kalkrik undervannseng i elv	4	OB01-E-02	KA_efghi
Kalkrik steinbunn i klar elv	3	OA02-E-06	KA_efghi, DK_EF, HU_0a, [NT_0ab, GS_0abcd, TU_0ab, VD_0]
Utstrømspåvirket noe kalkfattig til kalkrik elvebunn	3	OA02-E-12	KA_cdefghi, [DK_CDEF, HU_0abcy], NT_y, [GS_0abcd, TU_0ab, VD_0]
Kalkfattig undervannseng i elv	3	OB01-E-01	KA_abcd
Kalkrik steinbunn i humøs elv	3	OA02-E-10	KA_efghi, DK_EF, HU_bcy, [NT_0ab, GS_0abcd, TU_0ab, VD_0]
Moderat til svært kalkrik fastbunn i klar elv	2	OA01-E-04, OA01-E-05	KA_efghi, VF_bcdefgh, HU_0a, [BU_0abc, GS_0abcd, TU_0ab]
Noe kalkfattig og kalkrik fastbunn i humøs elv	2	OA01-E-07	KA_cdefghi, VF_bcdefgh, HU_bcy, [BU_0abc, GS_0abcd, TU_0ab]
Noe kalkfattig til kalkrik silt- til grusbunn i klar elv	2	OA02-E-04	KA_cdefghi, DK_BCD, HU_0a, [NT_0ab, GS_0abcd, TU_0ab, VD_0]
Noe kalkfattig steinbunn i klar elv	2	OA02-E-05	KA_cd, DK_EF, HU_0a, [NT_0ab, GS_0abcd, TU_0ab, VD_0]
Silt- til grusbunn i humøs elv	2	OA02-E-07	[KA_abcdefghi], DK_BCD, HU_bcy, [NT_0ab, GS_0abcd, TU_0ab, VD_0]
Utstrømspåvirket svært til ekstremt kalkfattig elvebunn	2	OA02-E-11	KA_ab, [DK_CDEF, HU_0abcy], NT_y, [GS_0abcd, TU_0ab, VD_0]
Svak ferskvannskildebunn	2	OC01-E-01	KA_abcdefghi, KI_de, DK_CDEFGY
Sterk ferskvannskildebunn	2	OC01-E-02	KA_abcdefghi, KI_y, DK_CDEFGY
Varm ferskvannskilde	2	OC02-E-02, OC02-E-03	JV_abc, DK_ABCDEFGY, [FK_OF]
Silt- til steinbunn i varm ferskvannskilde	2	OC02-E-01	JV_abc, DK_ABCD, [FK_0]
Kalkrik dy- og gytjebunn i elv	2	OC03-E-02	KA_efghi
Kalkfattig fastbunn i klar elv	1	OA01-E-01, OA01-E-02, OA01-E-03	KA_abcd, VF_bcdefgh, HU_0a
Ekstremt og svært kalkfattig fastbunn i humøs elv	1	OA01-E-06	KA_ab, VF_bcdefgh, HU_bcy, [BU_0abc, GS_0abcd, TU_0ab]
Turbid elvebunn	1	OA01-E-08, OA02-E-13	KA_abcfeighi, DK_ABCDEFGHF, HU_0a, TU_cy
Kalkfattig sedimentbunn i klar elv	1	OA02-E-01, OA02-E-02, OA02-E-03	KA_ab, DK_BCDEF, HU_0a
Kalkfattig sedimentbunn i humøs elv	1	OA02-E-08, OA02-E-09	[KA_abcd], DK_EF, HU_bcy, [NT_0ab, GS_0abcd, TU_0ab, VD_0]
Kalkfattig dy- og gytjebunn i elv	1	OC03-E-01	KA_abcd

Tabell 8. LM-VA Middel vannføring med kode og definisjonsgrunnlag for bekker og elver med forslag til størrelsesfaktor ved beregning av naturvariasjonen.

Navn	Kode	Definisjonsgrunnlag	Størrelsesfaktor
svært liten bekk	LM-VA_1	svært liten bekk ($< 1 \text{ l s}^{-1}$)	1
liten bekk	LM-VA_2	liten bekk ($1\text{--}10 \text{ l s}^{-1}$)	1
stor bekk	LM-VA_3	stor bekk ($< 10\text{--}100 \text{ l s}^{-1}$)	2
liten elv	LM-VA_4	liten elv ($0,1\text{--}1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)	3
mellomstor elv	LM-VA_5	nokså liten elv ($1\text{--}10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)	3
temmelig stor elv	LM-VA_6	nokså stor elv ($10\text{--}100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)	4
stor elv	LM-VA_7	stor elv ($> 100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)	5

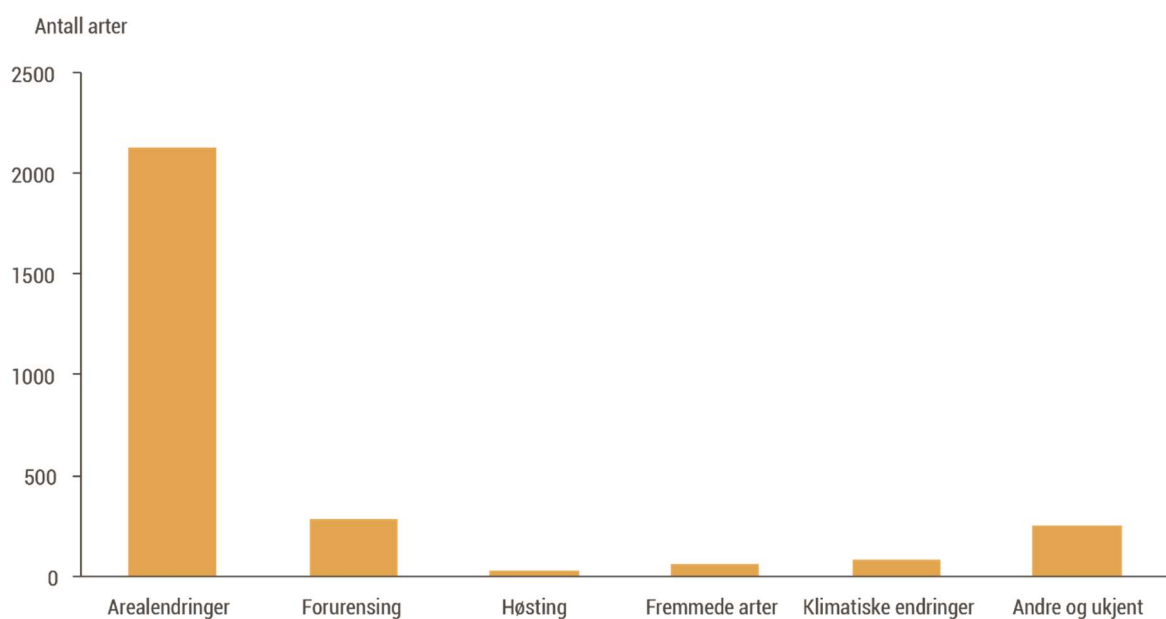
Beregning av naturvariasjon

Beregning av naturvariasjon for både en innsjø og en elvestrekning vil foregå etter kartleggingsenhetene som er registrert og avgrenset på et kart. Arealfordelingen for kartpolygonene, lokalitetens totale areal og størrelsesfaktoren er datagrunnlaget for å beregne naturvariasjonen. Graden av naturvariasjon vil variere mellom 1, som er laveste biomangfoldvekt multiplisert med minste arealstørrelsen, og opp til 20, som er største biomangfoldvekt multiplisert med største størrelsesfaktoren. Biomangfoldvekten beregnes som et gjennomsnitt for alle kartleggingsenhetene i en lokalitet, basert på deres andel av totalt areal. Naturvariasjonen blir beregnet på følgende måte, hvor en lokalitet er enten en innsjø eller en elvestrekning:

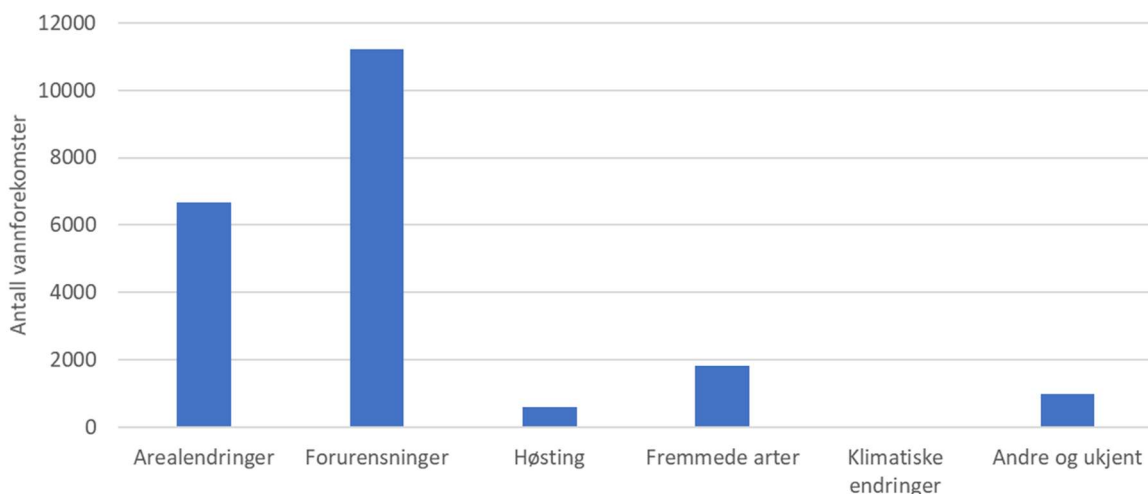
Naturvariasjon = lokalitetens biomangfoldvekt x størrelsesfaktoren

Påvirkning

Økologisk tilstand er i naturmangfoldloven (§3) definert som "Status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer". Evju mfl. (2017, side 24) definerer tilstand i terrestriske naturtyper som "inngrep/negative påvirkninger, eller «fravær av positive påvirkninger i en naturtypes lokaliteter» for seminaturlige naturtyper. Menneskeskapte påvirkningsfaktorer vil sannsynligvis ha en biologisk effekt og dagens økosystemer er påvirket i større eller mindre grad av menneskelig aktivitet. Et økosystem med god tilstand har ikke opplevd vesentlige endringer i næringskjeder og kretsløp av næringsstoffer som følge av menneskelig påvirkning. Viktige økologiske strukturer, funksjoner og produktivitet er bevart, som i naturlig tilstand (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). God tilstand indikerer minimal menneskelig påvirkning og høy økologisk integritet. Ved dårlig tilstand har menneskelig påvirkning forringet den økologiske integriteten ved lokaliteten. For å synliggjøre at tilstand handler om menneskelige inngrep, bruker vi begrepet «påvirkning» i kvalitetsmatrisa (Figur 1). Kunnskap om de viktigste påvirkningsfaktorene og avvik fra god tilstand er essensielt for å identifisere og forbedre situasjonen i naturen, det vil si en kunnskapsbasert forvaltning. Arealendringer med oppdeling av habitater utgjør den største trusselen mot biologisk mangfold i Norge og på verdensbasis (Artsdatabanken 2018, Haase mfl. 2023, Figur 2). I ferskvannshabitater utgjør arealendringer og forurensning de største truslene (Fig. 3).



Figur 2. Arealendringer utgjør den viktigste trusselen mot biologisk mangfold i Norge. (Figuren gjelder for all natur i Norge og er hentet fra www.artsdatabanken.no/Rodliste/Pavirkningsfaktorer).



Figur 3. Antall vannforekomster (innsjøer og elveavsnitt) som er angitt å være påvirket i moderat til sterk grad av ulike påvirkninger. Data hentet fra www.vann-nett.no, november 2020. Informasjon er aggregert fra 19 sektorer til 6 kategorier av påvirkninger. Mange av sektorene (som for eksempel jordbruk) bidrar med flere påvirkninger (arealendringer + forurensninger). Dette er ikke mulig å skille med basis i Vann-nett.

For å angi graden av menneskelig påvirkning angir vi derfor graden av arealendringer og forurensning. Dette gjøres ved hjelp av en limnisk versjon av infrastrukturindeksen. Infrastrukturindeksen beskriver omfanget av arealbruk som kan påvirke en lokalitet, og baseres på data fra offentlige databaser eller kartløsninger (Erikstad mfl., 2013; Jakobsson mfl., 2020; Erikstad mfl., 2023). Den limniske versjonen består av en Arealbruksindeks som viser graden av arealpåvirkninger, og en Avrenningsindeks som viser graden av forurensning fra næringssalter.

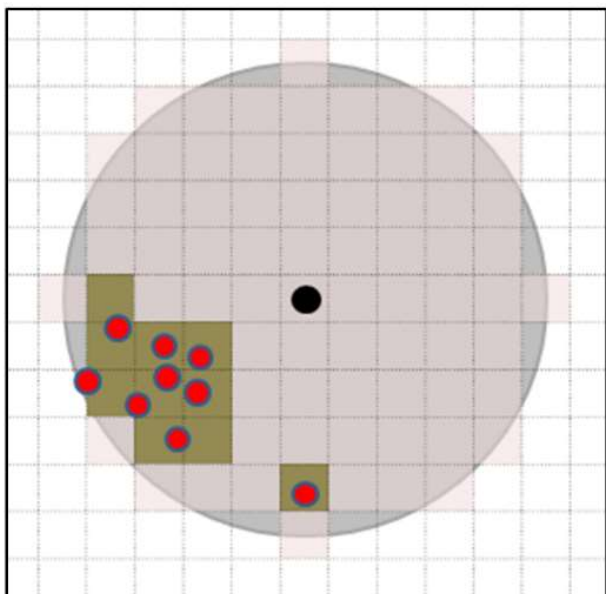
Arealbruksindeksen

Arealbruksindeksen beregnes ut fra frekvensen av nøkkelvariabler som består av forskjellige typer infrastruktur, noe som medfører inngrep og fragmentering av arealer i og i nærheten av vannarealer. Den limniske arealbruksindeksen er en tilpasning av infrastrukturindeksen for bruk i ferskvannslokaliteter. For vann kan indeksen beregnes basert på vannflaten med utgangspunkt i sentrumspunktet eller sentrumslinjen, eller langs elve- eller innsjøbredden. Når arealbruksindeksen beregnes for en innsjø- eller elveflate, fanger den opp påvirkninger direkte på vannflaten, mens beregningen langs strandsonen eller elvebredden tar hensyn til de omkringliggende landarealene. For mindre lokaliteter, det vil si under 50 000 m², gir de to beregningsmetodene tilnærmet like resultater, men forskjellene øker med størrelsen på arealet. Erfaring fra testkartlegging har vist at indeksen, når den beregnes for elve- eller innsjøkanten, gir det mest nøyaktige bildet av tilstanden i en vannlokalitet (Dervo mfl., upublisert), i forskjellen i nøyaktighet øker med økende lokalitetsstørrelse..

Indeksen består av tre komponenter: 1) en bygningskomponent, 2) en komponent for konstruert fastmarksareal, som angir forekomst av areal med et 'menneskeskapt preg', og 3) en tilleggskomponent for mindre inngrep. Disse komponentene kombineres til en samlet indeksverdi for en sirkel med 125 m radius rundt hver piksel (også kalt fokuspunkt; Figur 4). Datagrunnlaget for bygningskomponenten omfatter bygninger fra N50 kartdata (både punkt- og polygonform), samt data fra NVE, inkludert sikringstiltak i elver, magasiner med stor variasjon mellom minste (LRV) og største (HRV) vannstand, og elver med stort avvik fra normal vannføringsregulering. Elementer i fastmarkskomponenten inkluderer bebygd areal, tettbebygd areal, industriområder, lufthavner, steinbrudd, gravplasser, sports- og idrettsanlegg og fremtredende infrastruktur fra datasettene N50 samferdsel (som veier og bane, men ikke traktorveger eller stier) og N50 anlegg (inkludert

fremtredende kraftlinjer). Tilleggskomponenten inkluderer magasiner med mindre enn 1 meter i reguleringshøyde og arealer benyttet til jordbruk eller dyrket mark. Arealbruksindeksen varierer fra 0 til 19,4 der 0 representerer ingen menneskeskapt infrastruktur og 19,4 indikerer svært omfattende infrastruktur og enten helt nedbygde områder eller et gjennomregulert vassdrag. Skalaen er deretter delt i fem trinn. Erikstad mfl. (2023) gir en detaljert beskrivelse av begrepene og vektningen av komponentene.

Arealbruksindeksen har den fordel at den kan forhåndsregnes for alle innsjøer og elvestrekninger og behandler alle vannlokaliteter likt, uavhengig av deres geografiske plassering eller type. Denne indeksen dekker alt ferskvann i Norge og er objektiv, det vil si at den er uavhengig av hvem som utfører kartleggingen.



Figur 4. Frekvensberegning i flytende nabolagsvindu med 125 m radius (nabolagssirkel) og data med oppløsning 25x25 m. Fokuspunktet er markert svart i midten av ruta som skal gis en verdi. Naboskapssirkelen inneholder 81 ruter á 25x25 m (lys rosa farge) som ligger helt eller delvis innenfor naboskapssirkelen. En egenskap (f.eks. forekomst av bygninger) er indikert med røde prikker. Det ligger ni hus innenfor naboskapssirkelen og ti av rutene (i grønt) inneholder hus. Nøkkelfvariabelen har derfor verdien ti eller alternativt 0,123 hvis den oppgis som frekvens. Hvert punkt i undersøkelsesområdet blir benyttet som fokuspunkt ved beregning av nøkkelfvariabler, slik at alle 25x25 m ruter inneholder variabelverdier for alle nøkkelfvariabler. Dette rutenettet (rasteret) kan endres i størrelse etter behov. Foreløpig har vi kun brukt 125 m radius og 25 m oppløsning.

Avrenningsindeksen

Den limniske avrenningsindeksen beregner påvirkninger fra nedbørfeltet til utløpspunktet i en innsjø eller det nederste punktet i en elvestrekning. Påvirkningene som inngår i avrenningsindeksen, fører til eutrofiering i en vannforekomst. Indeksen benytter de samme datakildene som arealbruksindeksen, men fordeler dem på tre komponenter basert på arealfordelingen i hele nedbørfeltet oppstrøms beregningspunktet, og ikke kun i 125 m radius. Ved beregning av avrenningsindeksen legges det særlig vekt på arealer med bebyggelse og oppdyrket mark, siden disse arealtypene antas å ha størst innvirkning på næringsbelastning. Vektingen av ulike typer arealbruk med hensyn til deres bidrag til avrenning baseres på sammenhenger mellom vannkvalitet og forhold som befolkningstetthet, bebygd areal og type landbruksareal i nedbørfeltet. Avrenningsindeksen er fortsatt i testfasen, men vil være tilgjengelig tidlig våren 2025.

Beregning av påvirkning

Arealbruksindeksen og avrenningsindeksen vil bli tilgjengelig i de økologiske grunnkartene for de prioriterte naturtypene limnisk natur som publiseres gjennom Naturbase og på Artsdatabankens nettsider (maksimum, minimum, standardavvik og gjennomsnitt for en lokalitet). Påvirkningsindeksen, som allerede er forhåndsregnet, består av en arealbruksindeks som varierer fra 0 til 15,4, og en avrenningsindeks som varierer fra 0 til 4, noe som gir en variasjon i langs påvirkningsaksen fra 0 til 19,4. Påvirkning beregnes som:

$$\text{Påvirkning} = \text{Arealbruksindeks} + \text{Avrenningsindeks}$$

Justering av lokalitetskvalitet

Arealbruksindeksen og avrenningsindeksen vil ikke nødvendigvis fange opp alle påvirkninger på en lokalitet. Det er kun datakilder som finnes i offentlige databaser som vil inngå i disse indeksene. Istedenfor å korrigere arealbruks- og avrenningsindeksen har vi valgt å samle inn data som gir grunnlag for å endre innplasseringen i «kvalitetsmatrisen» (Tabell 9).

Tabell 9. Observasjoner som gir grunnlag for å korrigere lokalitetskvalitet i kvalitetsmatrisen, uavhengig av naturtype.

Type observasjon	Identifisering	Korrigerende av innplassering i Tilstandsmatrisen
Plastring av elvebredder som ikke er registrert i NVEs tiltaksdatabase	Mer enn 30 % av elvebredden på begge sider til sammen plastret utover registreringer i NVEs tiltaksbase.	Korrigerende én tilstandsklasse dårligere enn den beregnede
Flomsikring ved elver som ikke er registrert i NVEs tiltaksdatabase	Mer enn 50 % av elvebredden på begge sider til sammen forbygd utover registreringer i NVEs tiltaksbase.	Korrigerende én tilstandsklasse dårligere enn den beregnede
Opprensning av elvebunn pga. tømmerfløting ol.	Mer enn 30 % av elvebunnen rensket opp utover registreringer i NVEs tiltaksbase. Elvebunnen identifiseres ved mangel på store steiner i elveleiet og eller hauger av bunnsedimenter plassert på elvekanten.	Korrigerende én tilstandsklasse dårligere enn den beregnede
Hogst i nedbørfeltet til kalksjøer	Observasjon av hogstflater som dekker mer enn 30 % av nedbørfeltet til en kalksjø (KA-hi). Dette kan føre til redusert siktedyp pga. økt innhold av HU og reduksjon i forekomst av kransalger.	Korrigerende én tilstandsklasse dårligere enn den beregnede
Fremmede arter	Lokaliteter med observasjon av en eller flere fremmede arter (se Tabell A1 for fremmede arter), og hvor utsettingen er eldre enn 20 år. Dette gjelder også tidligere fisketomme lokaliteter der fisk er utsatt etter 1985*. Vannmassene ved lokalitetene skal i utgangspunktet ikke være identifisert som sterkt endret jf. vannmassesystemene FM03 eller FM05.	Korrigerende én tilstandsklasse dårligere enn den beregnede
Regionalt fremmede arter	Lokaliteter med observasjon av regionalt fremmede fiskearter, for eksempel gjedde, abbor, ørekyte eller andre karpefisk	Korrigerende én tilstandsklasse dårligere enn den beregnede
Vandringsbarrierer	Menneskeskapt vandringsbarriere for en eller flere langtvandrende fiskearter (Tabell A2) nedstrøms lokaliteten som fører til 100% tapt areal for oppvandrende fisk ved lokaliteten. Dette vil typisk være mindre barrierer skal ikke er fanget opp av arealbruksindeksen.	Korrigerende én tilstandsklasse dårligere enn den beregnede
Observasjon av rødlistearter	Lokaliteter med naturvariasjon lavere enn 8,1 og observasjon av en eller flere rødlistede arter av evertebrater, amfibier, eller fisk med rødlistestatus NT eller høyere.	Korrigerende én tilstandsklasse bedre enn den beregnede, eller innplassering i minst Moderat lokalitetskvalitet.
	Lokaliteter med naturvariasjon høyere enn 8,0 og med fire eller flere rødlistede vannplanter med status som NT eller høyere.	Korrigerende én tilstandsklasse bedre enn den beregnede, eller innplassering i minst Moderat lokalitetskvalitet.

* Innføring av forskrift som fastsatte forbud mot utsetting av ferskvannsfisk.

Dette vil være observasjoner som kartleggerne gjør under kartlegging i felt. Påvirkninger som ikke er fanget opp i de to indeksene og som gir grunnlag for å korrigere innplassering i kvalitetsmatrisa kan for eksempel være inngrep som ikke er registrert i NVEs inngrepsregister, som eldre flom- eller erosjonssikringer. Mange skogsvassdrag på Østlandet eller i Midt-Norge, har også blitt rensket for store steiner for å gjøre det enklere å fløte tømmer. Observasjon av fremmede arter vil også kunne medføre endring i innplassering i kvalitetsmatrisa. Det forventes at observasjoner av rødlistearter er implementert i vektingen av kartleggingsenheter. Imidlertid bør funn av rødlistede arter i en lokalitet med naturvariasjon lavere enn 8,1 kunne føre til en justering av innplasseringen i kvalitetsmatrisa, da slike arter i mindre grad inngår i vurderingen av naturvariasjon for små eller artsfattige lokaliteter. Videre, hvis det observeres mer enn fire rødlistede plantearter i lokaliteter som ut ifra fordelingen av kartleggingsenheter har en naturvariasjon høyere enn 12,1, kan dette også utgjøre grunnlag for justering i innplasseringen i kvalitetsmatrisen.

Innsamling av data under kartlegging

Ved kartlegging av innsjøer eller elver vil arealbruksindeksen og avrenningsindeksen være beregnet på forhånd og tilgjengelig i de økologiske grunnkartene med gjennomsnittsverdi, minimumsverdi, maksimumsverdi og standardavvik. Graden av påvirkning er dermed beregnet og vil være tilgjengelig for kartleggerne før selve feltarbeidet starter. Naturvariasjonen derimot, beregnes under kartleggingen. Det vil si at kartleggerne må identifisere og definere grensene for kartleggingsenheter i felt og registrere disse på et kart. Hver kartleggingsenhet gis deretter automatisk en biomangfoldvekt som er tall mellom 1 og 4. Andelen av det totale arealet som hver kartleggingsenhet utgjør, gir grunnlag for å beregne lokalitetens biomangfoldvekt. Totalarealet til lokaliteten bestemmer størrelsesfaktoren som brukes i beregningen. Samlet gir dette grunnlag for å utarbeide naturvariasjonen for hver lokalitet. Graden av påvirkning og naturvariasjon plasseres deretter i matrisen for lokalitetskvalitet (Figur 1). For eksempel vil en innsjø som skårer 3,5 på påvirkningsaksen og 9,9 på naturvariasjonsaksen få svært god lokalitetskvalitet (SG).

Ved kartlegging av utvalgt natur i ferskvann etter Miljødirektoratets instruks er det anbefalt at tidsbruk mellom hovedoppgavene bør være fordelt med 60 % på bestemmelse og avgrensning av kartleggingsenheter og 40 % på vurdering av arealinngrep og observasjon av rødlistearter. Forventet tidsbruk i felt for små lokaliteter opp til 15 000 m² (0,015 km²) bør være ca. 4 timer, for en innsjø i størrelsesorden 50 000 m² (0,050 km²) ca. 6 timer, og for en innsjø i størrelsesorden 250 000 m² (0,25 km²) ca. 10 timer. Forekomst av rødlistearter er viktige tilleggsdata. Tidsbruken på observasjon av rødlistede planter bør standardiseres, det vil si 10 000 til 20 000 m² per halvtime for lokaliteter opp til 50 000 m². Vurdering av artsmangfold bør først og fremst baseres på observasjoner i felt hvor avgrensning av kartleggingsenheter på kart, sammen med observasjon av rødlistearter, skal være utgangspunktet for å fastsette naturvariasjon. I den grad det er usikkerhet knyttet til observasjonen i felt, kan eventuelle tilleggsdata være : 1) Artskart, 2) Rødliste for arter, 3) eksisterende overvåkingsdata, helst fra siste 2-3 år, for eksempel årsrapporter fra den nasjonale basisovervåkingen av innsjøer (ØKOFERSK og ØKOSTOR), kalkingsovervåking, elveovervåking og referanseelver, 4) Vann-Nett (kun dersom presisjon i tilstand er angitt som middels eller høy, 5) rapporter fra kartlegging av kalksjøer ifm. Handlingsplanen for kalksjøer, 6) diverse undersøkelser utført av instituttsektoren, 7) annen publisert informasjon i form av rapporter, artikler og digitale informasjonssider.

I felt må kartlegger registrere og avgrense kartleggingsenheter i en digital kartløsning. Disse dataene brukes til å beregne graden av naturvariasjon. I tillegg må kartlegger samle inn data under feltarbeidet som benyttes til å korrigere lokalitetskvalitet (Tabell 9).

Eksempler på vurdering av tilstand

Innsjø

I en kalksjø ble det kartlagt svært kalkrik undervannseng (LB02-E-03), svært kalkrik dy- og gytjebunn (LC02-E-04) og kalkrik innsjøbunn av grovt organisk (LC03-E-02). Totalarealet i innsjøen er 56 600 m² (0,055 km², det vil si SM_d). Graden av påvirkning var oppgitt til 2,6. Beregningen av naturvariasjonen blir som følger, jamfør Tabell 5:

- Svært kalkrik undervannseng i innsjø har biomangfoldvekt 4 og utgjør 30 % av totalt areal
- Svært kalkrik dy- og gytjebunn har biomangfoldvekt 3 og utgjør 50 % av totalt areal
- Kalkrik innsjøbunn av grovt organisk har biomangfoldvekt 3 og utgjør 20 % av totalt areal
- Innsjøens biomangfoldvekt blir: $4 \times 0,3 + 3 \times 0,5 + 3 \times 0,2 = 3,3$.
- Naturvariasjonen i innsjøens beregnes ved å multiplisere biomangfoldvekt for innsjøen med innsjøens størrelsesfaktor (her 3 for SM_d): $3,3 \times 3 = 9,9$.

Da det ikke er gjort observasjoner som indikerer endring i innsjøens lokalitetskvalitet (jf tabell 9), blir vurderingen Svært høy med 2,6 i påvirkning og 9,9 i naturvariasjon (Figur 1).

Elv

En meandrerende elv på Østlandet hadde 4,3 mg Ca/L var dermed moderat kalkrik. Totalarealet for elvestrekningen var 195 200 m² og med en middelvannføring på 120 m³/s. Graden av påvirkning for elvestrekningen var oppgitt til å være 6,5. Beregningen av naturvariasjonen blir som følger, jamfør Tabell 7:

- Kalkrik undervannseng i elv (OB01-E-02) har Biomangfoldvekt 4 og utgjør 30 % av totalarealet
- Noe kalkfattig til kalkrik silt- til grusbunn i klar elv (OA02-E-04) har biomangfoldvekt 2 og utgjør 70 % av arealet
- Elvas biomangfoldvekt blir: $4 \times 0,3 + 2 \times 0,7 = 2,6$
- Beregningen av elvas naturvariasjon oppnås ved å multiplisere Biomangfoldvekt for elva med elvas størrelsesfaktor (her 5 for VA_7), det vil si $2,6 \times 5 = 13$.

Da det ikke er gjort observasjoner som indikerer endring av innplassering i matrisen for lokalitetskvalitet blir denne elvestrekningens vurdert til Svært høy med 6,5 i påvirkning og 13 i naturvariasjon (Figur 1).

Lokalitetskvalitet i prioriterte naturtyper

N1 Elveslette

Generell informasjon

Elveslette er dannet i delene av elva der hastigheten på vannet reduseres slik at det dannes avsetninger fra nedbørsfeltet i form av silt, sand og grus. Elveslettene blir dannet over svært lang tid, og fyller etter hvert opp hele dalen. Gamle elveløp danner kroksjøer (IB-I05) som er regnet som nær truet naturtype. Variasjonen i habitater som følge av flommer kan gi en mosaikk av kroksjøer, dammer, evjer og ulike vegetasjonstyper. På elvesletta dannes det meandersvinger, med flomvoller og elvebanker. Vannkvaliteten kan variere på en elveslette, for eksempel kan det være grunnvannspåvirkning i flomdammer og avsnørte loner.

Naturtilstanden for elvesletter er at elva kan bevege seg fritt uten begrensinger fra menneskelig påvirkninger som flomforbygginger, veier og annen infrastruktur. Elvesletter er utsatt for stort menneskelig arealpress og det finnes få intakte elvesletter av en viss størrelse. Naturtypen er derfor nær truet. Den andre store påvirkningen er regulering av elva til vannkraft. Regulering vil dempe flommene som lager dynamikken på elvesletta. Dermed kan enkelte områder gro igjen i en påvirket elveslette. Flere av elveslettene er vernet og har forpliktelser i Ramsarkonvensjonen. Naturtypen er valgt fordi den er en rødlistet naturtype med høyt artsmangfold og som inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende fisk (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

Elveslette vil omfatte mange hovedtyper og grunntyper av det limniske systemet i NiN, og med hovedtyper som grenser mot fastmarksystemer. FL-D08 Elveslette er en landform i NiN 3.0. Landformen elveslette er utgangspunktet for avgrensningen. I følge NiN er elveslette en flat slette langs elveløp, dannet ved avsetning av sand og grus ved for-greinete elveløp og/eller sideveis erosjon og elveløpsforflytning (meandrering). I tillegg kan enkelte større elver ha rette elveløp som en naturlig del av elvesletta. Den limniske delen av NiN er begrenset til området lavere enn medianvannføring og omfatter områder hvor vannplanter og ytre deler av helofyttsonen forekommer (Bryn mfl. 2023). Området fra medianvannføring til middelflom (årsflom) er regnet som semi-akvatisk område i NiN og tilhører det terrestriske systemet (Bryn mfl. 2023). Historiske foto kan vise om en modifisert elveslette har hatt meandrering og forgreinede elveløp, selv om elven er utrettet i dag og mangler flomdammer og meandrerende, forgreinete eller oppdelte elveløp. Det vil være naturlig å bruke 20-årsflom som ytre lateral grense (på tvers) for koten som avgrenser arealet til elvesletta siden dette er tidsperspektivet for vurdering av typer i natursystemet til NiN (krav til stabilitet over 20-25 år; Bryn mfl. 2023). Dermed vil avgrensningen inkludere delen av en elveslette som har aktive prosesser knyttet til vann. Det må også bestemmes en øvre og nedre grense (longitudinell grense) langs elvesletta. Dette kan for eksempel gjøres med utgangspunkt i fallgradient som definerer en maksimal helningsgrad pr 100 m for elvesletten samlet. Vi tester nå en ny modell ved bruk av lidardata for å definere helningsgradienten som avgrenser naturtypen både på tvers av elva og langs elva. På tvers av elva tas det utgangspunkt i den aktive delen (20 års flommen). Vi vil ta stilling til grensen på tvers etter nærmere uttesting av modellen.

Elvesletter finnes i alle størrelser og de fleste elver har dannet en eller flere elvesletter. Modellering indikerer at det er ca. 34 000 elvesletter i Norge med en størrelse over 2500 m². I dag finnes imidlertid få intakte aktive elvesletter av en viss størrelse i Sør-Norge og det er dermed de store elveslettene (over 10 000 m², det vil si elvesletter som det er mulig å kartlegge i målestokk 1:50 000) som bør prioriteres for kartlegging. Det er flere intakte elvesletter i Nordland, Troms og Finnmark, men også her er flere store elver påvirket av

vassdragsregulering. For denne prioriterte typen må både limniske og vannpåvirkede terrestriske typer kartlegges (innsjøbunn, elvebunn, våtmark og fastmarkstyper som er utsatt for flom). Typer på land som ligger innenfor grensen til 20-årsflom kartlegges sammen med limniske NiN-typer. De terrestriske typene er en del av elvesletta og siden grensen mellom land og vann er dynamisk, kreves det at kartlegger har kompetanse på både terrestrisk og limnisk kartlegging. Kartlegger må også ha kunnskap om semiakvatiske arter i grensen mellom land og vann.

For å vurdere lokalitetskvalitet på en elveslette, må man fokusere på vannobjektene på elvesletta, og ikke selve elvesletta som en landform. Det vil si at man både må vurdere om prosessene som danner og former elvesletta er intakte, samt variasjonen i vannforekomstene som finnes der. Elveslette er tidkrevende å kartlegge fordi man skal bevege seg både på land og i vann over store områder. Elveslette modelleres ut i forkant av kartleggingen og kartleggingsenhetene kan grovt deles inn med utgangspunkt i flyfoto. Dette vil spare tid i felt og man kan oppdage eventuelle vanskelige områder å kartlegge. I tillegg til å kartlegge selve elvesletten, må andre prioriterte naturtypene som ligger på elvesletta, f.eks. kroksjøer og evjer, kartlegges mer detaljert etter minimumsstørrelsen som gjelder for disse typene. På elveslettene (og delta) ligger det ofte mange flomdammer. Antall flomdammer på elvesletta bør vurderes som en del av habitatvariasjonen. Normalt vil de registreres som egne avgrensede kartpolygon og inngår i vurderingen av naturvariasjon.

Artsmangfold og naturvariasjon

Elveslette er en rødlistet naturtype (NT) og utgjør en landform som inneholder mange naturtyper, for eksempel kroksjø, meandrerende elver og evjer, samt ulike terrestriske naturtyper. Det er glidende overgang mellom habitatene og habitatene flytte seg i tid og rom i aktive elvesletter, ettersom elven eroderer og tar nye veier i landskapet. Flere av habitatene oppstår og går sakte over i andre naturtyper. Denne dynamikken er viktig for en rekke arter. I et kortere perspektiv er det elvens dynamikk innenfor flomarealet som danner spesielle habitater som enkelte arter er helt avhengig av. Et eksempel er sandsvale (*Riparia riparia*, VU) som graver ut reiret sitt i sandbanker på elveslettene. De er avhengig av at elven graver og fornyer disse sandbankene hvert år. Et annet eksempel er elvesandjegeren (*Cicindela maritima*, EN) en løpebille som lever utelukkende i friske sand- og siltavsetninger langs elvebanker (Pearson 1988). Dannelsen av nye små loner og flomdammer gir gode oppvekstområder for fiskeyngel, amfibielarver og bunndyr.

Elvesletter med stor habitatvariasjon gir rom for flere arter enn elvesletter med færre og mer homogene habitater. Elveslettene skaper naturlige gradienter lateralt midten av elveløpet og opp til dalen som begrenser elvens vandring. Gradientene og prosessene på en elveslette fra øvre del og til innløp i innsjø eller utløp i sjø danner ulike landformer avhengig av lokal geologi og hellingsgrad, som for eksempel svinger, forgreninger, ulike elveløp, flettede kanaler, meandere, øyer, kroksjøer og flomdammer (Sandlund mfl. 2006). Enkelte karplanter, fisker og evertebrater er avhengig av denne dynamikken for å gjennomføre livssyklusen. Graden av flompåvirkning har stor betydning for den totale akvatiske artsdiversiteten på elvesletta (Bryn mfl. 2023). Elvesletter er viktige som reproduksjonshabitater for flere vandrende arter, for eksempel anadrom fisk (Pulg mfl. 2023) og trekkende vadefugler (Høitomt 2006). Her kan også være rødlistede arter, for eksempel øyestikkere i temporære dammer (Dahle 2015).

Påvirkning

Det er mange faktorer som påvirker tilstanden i elvesletter. Elvesletter er under press fra bebyggelse og infrastruktur (Erikstad mfl. 2018a), og i tillegg er mange elvesletter oppdyrket (Sandlund mfl. 2006). Av samfunnshensyn har elvene blitt forbygget for å motvirke flomskader, noe som bidrar til å redusere aktive elveprosesser. Elvesletter som ligger i vassdrag som er regulert til kraft har ofte dempede naturlige flommer, noe som også reduserer aktive elveprosesser. Massetransporten i regulerte vassdrag blir endret (Halleraker

mfl. 2022), og i tillegg forekommer det ofte fremmede arter på elvesletter som er påvirket av flomsikring og kraftregulering (Pulg mfl. 2024).

Kunnskapsstatus

Vi har begrenset kunnskap om hvordan naturlige dynamiske prosesser og innslag av grunnvann påvirker økosystemet og artene på en elveslette. Vi har også begrenset kunnskap om hvilke evertebrater som naturlig hører hjemme i ulike elvesletter (Velle mfl. 2021). Kunnskapen om den samlede belastningen av påvirkninger i denne naturtypen er også mangelfull. Dette skyldes at mange menneskeskapte og naturlige prosesser er sammensatte og påvirker hverandre gjensidig. I tillegg påvirker artene som lever på en elveslette hverandre, der en art som direkte påvirkes av menneskelig inngrep eller fremmede arter kan føre til indirekte påvirkninger på andre arter.

N2 Delta

Generell informasjon

Elvedelta og breelvdelta er områder som er blitt dannet ved avsetninger ved munningen av en elv. Delta er en landform på linje med elveslette som kan inneholde både andre typer som kroksjø, flomløp og flomdammer, samt limniske, terrestriske og marine grunntyper. Norge er et land med mange elver. For at elver skal kunne danne delta, må elven transportere sedimentmasser. Elvene graver elvene i løs jord, sand, grus og stein avsatt under sist istid og bidrar til en betydelig omfordeling og transport av sedimenter. Norge har også mange breelver som transporterer mye slam, sand og grus.

Når elvene møter stillestående vann, avtar vannhastigheten. Dette tapet av energi fører til at elvetransportert materiale blir avsatt. Landformen delta kan dannes omkring møtepunktet mellom elv og innsjø eller mellom elv og havet, dersom mengden av tilførte sedimenter er stor nok og sedimentene ikke eroderes jevnlig (for eksempel ved bølgepåvirkning). Norge har mange ulike landformer som er knyttet til hvordan elvedeltaer blir dannet. Former på dalene som elven renner ut fra, enten til en innsjø eller til havet, og avsettingene elven avsetter danner grunnlaget for landformen. Naturtypen er valgt fordi delta er en rødlistet naturtype (VU) med høyt artsmangfold som inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

Naturtypen gjelder delta med aktive deltadannende prosesser knyttet til vann. Tre landformer i NiN 3.0 defineres som delta. Dette gjelder FL-A Breelvlandformer (inkludert hovedtypen FL-A01 Breeelvdelta), FL-D Elvelandformer (inkludert hovedtypen FL-DO2 Elvedelta) og EL-E Kompleks elvemunning (inkludert hovedtypene EL-E01 Elveprosesspreget kompleks elvemunning i innsjø, EL-E02 Bølgeprosesspreget kompleks elvemunning i innsjø, EL-E03 Bølgeprosesspreget kompleks elvemunning i saltvann og EL-E04 Tidevannspreget elvemunning). EL-E inkluderer det aktive vannet som former deltatet. Delta ligger i løsmasser og er en avsetning av elvetransportert materiale omkring elvemunning i stillestående vann, i tillegg til eventuell påvirkning fra bølger. Det er bare aktivt delta som blir behandlet her, det vil si avsetning av elvetransportert materiale omkring elvemunning. Det anbefales å bruke høydemodell med lidardata for å sette yttergrense (Bryn mfl. 2023). Modellert 20-årsflom utgjør ytre lateral grense for koten som avgrenser arealet til deltaet.

Tjue år er tidsperspektivet for vurdering av typer i natursystemet til NiN (krav til stabilitet over 20-25 år, Bryn mfl. 2023) og inkluderer dermed den aktive delen av et delta. Øvre grense (longitudinell grense) for delta settes med utgangspunkt i fallgradient som definerer en maksimal helningsgrad tilsvarende som for elveslette. Den geografiske avgrensingen nedstrøms delta gjøres ved «marbakken», det vil si der deltaet går over i den dype delen i innsjøen eller i havet. Det er her aktive prosesser med avsetningene og erosjonen i deltaet avtar. Videre modellering kan danne grunnlag for å definere grensene for delta (se beskrivelsen for elveslette. I modellen er alle elvesletter som ender i en innsjø eller i havet (saltvann) definert som delta.

Et aktivt delta består av en mosaikk av landsystemer og vannsystemer og grensen mellom land og vann er dynamisk. Terrestriske NiN-typer som ligger innenfor grensen til 20-årsflom bør også kartlegges sammen med limniske NiN-typer. Dette krever at kartlegger har kompetanse på både terrestrisk og limnisk kartlegging, og også har kunnskap om semiakvatiske arter i grensen mellom land og vann. Det bør også vurderes om den marine delen av delta bør kartlegges.

Artsmangfold og naturvariasjon

Naturtypen delta er en rødlistet naturtype (VU) med høyt arts mangfold som inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende arter, spesielt trekkende vadefugler (Høitomt 2006). Delta er også viktig som rasteplasser for våtmarksfugler og habitat for pollinatorer. Deltaer ligger i overgangen mellom rennende og stillestående vann og fungerer som essensielle habitater for mange arter av ferskvannsfisk gjennom ulike faser av livssyklusen (Johnsen mfl. 2015a). De miljømessige forholdene innenfor disse deltaene varierer i tid og rom. Variasjonen skyldes endringer i vannføring og elveløp, erosjon og vannstand i innsjøen.

Påvirkning

Delta finnes i alle størrelser. Det er 290 deltaer større enn 250 dekar i Norge og 9500 som rene ferskvannsdeltaer og 631 som dannes i overgangen fra land til sjø. De fleste deltaer er sterkt eller middels berørt av menneskelig aktivitet (Erikstad mfl. 2018b) og kartlegging bør prioritere store delta som er lite påvirket. De fleste steder der elver kommer ut til havet har blitt brukt av mennesker for produksjon av mat, bosetting og industri. Deltaområdet er ofte knyttet til nærliggende havner, og mudring for å komme til disse havnene kan forandre elvas løp. Vannstandsreguleringer kan forandre dynamikken i deltaet, noe som kan påvirke vadefugl, gytende fiskearter og vannplanter. Nedtapping av innsjøer kan også føre til tørke på sommeren og frostskaider om vinteren. Det er ofte et ønske å mudre slike steder.

Kunnskapsstatus

Kunnskapsgrunnlaget er generelt dårlig, for eksempel når det gjelder andre artsgrupper enn fugler og pattedyr. Vi mangler også kunnskap om dynamikken i naturlige prosesser på delta. Det er i hovedsak kunnskap om store deltaer (Kyrkjeeide mfl. 2022). Disse er registrert i Naturbase eller i elvedeltadatabasen. Sistnevnte inneholder delta større enn 250 dekar. Kartleggingen av mindre deltaer er mangelfull. I Rødliste for naturtyper fra 2018 ble det utført en GIS-analyse basert på hvor elver møter hav og samtidig ligger i tilknytning til fluvialt materiale (Erikstad mfl. 2018b, se også NiN metode i Bryn mfl. 2023). Analysen ga 900 punkter, men er trolig et overestimat. Antakelig er det tilsvarende antall forekomster i innsjøer. Det er ukjent hvor mange av deltaområdene som er fanget opp av Naturbase.

N3 Meandrerende elv og bekk

Generell informasjon

Meandrerende elv og bekk er en serie naturlig dannede, regelmessige buktninger i elveløp.

Der elven flater litt mer ut, vil det danne seg meandere som graver seg gjennom løsmassene. Meanderen dannes når elven graver i yttersving og avsetter materialer i innersving. Dannelsen varierer med løsmassenes karakter og helningen på elvestrekningen. Naturlig graving og variasjon vil danne evjer og kroksjøer i ulike karakterer. For dannelse av kroksjøer er det helt essensielt at elven får meandrere. Enkelte steder vil det også dannes små øyer i elva, og sandbanker som enkelte arter er helt avhengige av. Meandre finnes i alle størrelser, fra små bekker til store elver. Naturtypen er valgt fordi meander er en rødlistet naturtype (VU) som har høyt arts mangfold og som inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

Typen er i utgangspunktet avgrenset til aktivt meandrerende elver, og inkluder ikke elver som er utrettet basert på gamle kart mm. Elvetyper EL-BO4 Elveløp preget av fluviale prosesser vil være utgangspunkt for å definere den limniske typen. Videre vil elvelandformen buktende elveløp gjennom finkornete løsmasser (FL-D03 meanderbue) på en elveslette definere landformen. Meandrerende elv og bekk skal gå i løsmasser og ha et minimum sinusitet. Hele elvens strekning som er meandrerende, skal inkluderes fra start til der den til slutt ikke lengre meandrerer.

Ved kartlegging er det viktig å knytte de ulike meandrerende partiene sammen til enhet, eventuelt at det settes en maksimumsgrense for hvor lang avstand det kan være mellom to meandrerende partier før elva deles i to «lokaliteter». To deler som tilhører samme elveslette, tilhører samme enhet og skal derfor kartlegges sammen. Modellering indikerer at det finnes 20 000 meandrerende elver og bekker, der mange ligger over tregrensa. Det er primært store systemer som er mest under press fra menneskelig påvirkning og som samtidig har høyt biologisk mangfold. Naturtypen avgrenses derfor basert på størrelse til 10 000 m² (eller kartlegging i 1:50 000 målestokk) som minste areal.

Arts mangfold og naturvariasjon

Dynamikken i strømhastigheten fører til sortering av sedimenter og variasjon i habitater. Flere fiskearter i meandrerende elver har livsstadier der de er avhengig av små loner eller evjer med grunt vann. Enkelte sakteflytende partier, for eksempel i nedre del av Numedalslågen, Drammenselva og Glomma, er svært artsrike og med mange rødlistede planter. Andre rødlistede arter inkluderer laks, ål, elvemusling, øyestikkere og edelkreps.

Påvirkning

Aktive meandre er stadig under press for utfylling og degenerering, spesielt i lavlandet der de sikres mot flom og erosjon av forbygninger (og påfølgende LM-EC Sidevegs begrensning av elveløp). Hensikten med sikringen er å beskytte dyrket mark og annen infrastruktur. Samtidig vil regulering av vassdragene dempe flommene og dermed hindrer erosjonsprosesser som er nødvendige for at elven skal være aktivt meandrerende. De viktigste påvirkningsfaktorene for meandrerende elver er arealbruksendringer som utfylling og utretting, vassdragsregulering og eutrofiering. Mange meandrerende elver er plastret, dvs belagt med blokker som tiltak

for å motvirke effekter av flom. Enkelte av disse plastringene kan være vanskelig å observere, men meanderende elver som ligger nær vei, bebyggelse eller landbruk er svært ofte plastret. Meanderende elver ligger gjerne i flate landskaper der de munner ut i havet, og flatene benyttes til produksjon av mat, bosetting og industri. Meanderende elv og bekk er ofte knyttet til nærliggende havner, og mudring for å komme til disse havnene kan forandre løpet av elva. Vannstandsreguleringer kan forandre dynamikken i meanderende elv og bekk, noe som kan påvirke vadefugl, insekter og gytende fiskearter i disse områdene. Fremmede arter kan i enkelte områder utgjøre en viktig påvirkningsfaktor. Kvaliteten på kantvegetasjonen gir en god indikasjon på funksjonalitet til økosystemet (Staubo mfl. 2019).

Kunnskapsstatus

Flere bekker og elver er kartlagt med hensyn til artsdiversitet og antall, men dette er sjeldent koblet opp mot elvenes hydromorfologi. Derfor er det vanskelig å kunne lage en god metode for å kunne sette en økologisk kvalitet. Samtidig som det i mange tilfeller er vanskelig å stadfeste hvor det er foregått viktige menneskelig inngrep. Mange av inngrepene er ikke behandlet av NVE, noe som gjør det svært vanskelig å få oversikt over omfanget. Kommunene behandler flere "små" saker etter plan og byggingsloven, som ikke blir registrert som et tiltak i vassdrag. Kommunen gir også bonden tilskudd via SMIL-midler til å flomsikre og drenere jordbruksbekker, disse blir heller ikke registrert i kart. Derfor er det manglende kunnskap om hvor inngrepene er og omfattende de er. For arter som er avhengig av disse elvene som habitat, har en lite kunnskap om, og hvordan menneskelig inngrep påvirker deres livssyklus. Effekten av fragmentering av habitater er godt kjent, og har negative virkning på enkeltpopulasjoner på kort sikt, men kan også forårsake genetiske flaskehalser på lang sikt. Det er liten kunnskap om hvor disse grensene går for økologisk kvalitet og tilstand.

N4 Kroksjø

Generell informasjon

En kroksjø er en innsjø som dannes når elven bytter løp slik at en krapp elveslynge (meander) blir avsnørt. Kroksjøen gjennomgår en prosess fra aktiv meanderbue via avsnøring til isolasjon og gjengroing gjennom en suksisjon fra innsjø til myr og torvmark. Kroksjøer finnes i alle stadier som gir opphav til ulike habitater. Vanntilførsel til kroksjøen kommer via bekk eller grunnvann og innstrømming av vann fra hovedelven i varierende grad. Levetiden på en kroksjø varierer blant annet med størrelse, partikkel-mengde og flomfrekvens i elva. Kroksjøer finnes i tilknytning til meanderende elver i hele landet. Kroksjø er inkludert blant prioriterte naturtypene fordi den er en nær truet naturtype, en naturtype med høyt artsmangfold og en naturtype som inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

IB-I05 Kroksjø-basseng er utgangspunktet i NiN 3.0 for å definere innsjøtypen. Naturtypen avgrenses til å gjelde innsjøer i avsnørte meanderbuer på en elveslette. Det kan benyttes gamle flyfoto, kart eller liknende for å finne om en innsjø er avsnørt fra en meander eller dannet på en annen måte, for eksempel som flomdam. Kroksjøer i en sein gjengroingsfase bør inngå i vurdering av terrestriske typer, og ikke som en type tilknyttet ferskvann.

Prediksjonsmodellering av meanderende elvepartier, kroksjøer og flomdammer antydte at det finnes i underkant av 16 250 kroksjøer i Norge (Bakkestuen mfl. 2022), med totalt areal på 45 km² (Kyrkjeeide mfl. 2022). Testkartlegging av totalt 50 kroksjøer mellom 2022 og 2024 viste at prediksjonsmodellen ikke hadde fanget opp alle kroksjøene. Mange flomdammer var også blitt karakterisert som kroksjøer, samtidig som kroksjøer i en sein gjengroingsfase vil ofte bestå av mange små dammer og tjern og var vanskelig å modellere. En oppdatert prediksjonsmodell i 2024 tilsier at det finnes 17 904 kroksjøer i Norge. På grunn av det høye antallet mindre kroksjøer avgrenses typen til å gjelde kroksjøer over en viss størrelse (kartlegging i målestokk 1:20 000 gir minsteareal på 2500 m²).

Artsmangfold og naturvariasjon

Det er naturlig stor variasjon i biologisk mangfold mellom kroksjøer. Det vil ofte være størst mangfold av habitater og arter i de større kroksjøene, hvor også fiskesamfunn kan være til stede. Kroksjøer kan ha et rikt arts mangfold av vannplanter og intakte lokaliteter med høyt kalsiuminnhold kan være spesielt viktige habitater for rødlistede vannplanter. Høyere biomasse av planter gir også høyere mangfold av andre arter (eks Velle mfl. 2022), men faunaen av evertebrater er dårlig kjent i kroksjøer. I likhet med kroksjøer utgjør flomdammer med mer eller mindre jevnlig kontakt med elva også viktige habitater for limnisk flora og fauna.

Påvirkning

De viktigste påvirkningsfaktorene for kroksjøer er antatt å være vassdragsregulering, arealbruksendringer og eutrofiering som følger oppdyrking av elvesletta. Kroksjøene i kulturlandskapet er sterkt utsatt for næringssalttilførsler fra jordbruk og bebyggelse, spesielt i sørlige deler av Norge (Mjelde mfl. 2016). Eutrofieringen fører bl.a. til hurtigere tilgroing av helofytter og algeoppblomstringer med medfølgende dårlige lysforhold. Flomforbygning endrer vanntilførselen til kroksjøene og dermed det biologiske mangfoldet (Dervo mfl. 2006, Mjelde 2006). Andre habitatforringelser med utfylling eller igjenfylling er også et stort problem (Dervo mfl. 2016, Kyrkjeeide mfl. 2018, Aalberg Haugen mfl. 2019). Vi har liten kunnskap om hvordan ulik grad av vannstandsendringer og arealbruksendringer påvirker biologisk mangfold i kroksjøer. Fremmede arter kan også utgjøre en negativ påvirkning ved enkelte lokaliteter (Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 2015).

Kunnskapsstatus

Ferskvannsbiologiske registreringer i kroksjøer er svært variable og til dels mangelfulle, men se Mjelde mfl. (2016) med referanser. Dersom vi antar at modelleringen som predikerte 13 000 kroksjøer er omtrent riktig, har vi ferskvannsbiologisk kunnskap om 1,5 % av lokalitetene i Norge, og noen fylker mangler fullstendig slike undersøkelser (Dervo mfl. 2022). Dette er på tross av tidligere søkelys på naturtypen.

N5 Evje

Generell informasjon

Evje finnes ofte på elvesletter og er innsjøbasseng (elvesedimentbasseng) som kan variere i størrelse fra noen hundre kvadratmeter til over 0,1 km². Evje er koblet til hovedelven og vannstanden i evja bestemmes av vannføring i elven. Evje er i direkte kontakt med en elv og er mer enn tre ganger så lang som åpningen mot elva. Naturtypen kommer i en mellomstilling mellom elv og innsjø der bunnen har et sterkt innsjøpreg, mens vannmassene (vannstand og flomregime) er sterkt knyttet til elva. Bunnen består av silt og/eller leire og vannstanden bestemmes av vannføringen i hovedelva. En evje inneholder ofte flere NiN hovedtyper som flomskogsmark, flomfastmark, helofyttsump og ulike typer sedimentbunn. Evje er inkludert blant viktige naturtyper fordi den har høyt arts mangfold og en naturtype som inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandreende arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

I NiN 3.0 er evje delt inne i tre undertyper etter måten de er dannet på; 1) basseng avsnørt fra innsjø (IB-I01, «avsnørt vik»), 2) basseng avsnørt fra sideelv (IB-I02, I2, «avsnørt evje») og 3) deltabankebasseng (IB-I03, «hesteskobasseng»). NiNs innsjøtyper er evjene delt inn i syv typer etter dannelsen. Det er svært vanskelig å skille typene i felt, og med ett unntak er det små eller ingen forskjell i typene som leveområde for planter og dyr. Elvedimentbasseng (IB-I0) som ikke er avsnørt fra elva bør inngå i typen «Evje», med unntak av Bakevje-basseng (IB-I08). Bakevje-basseng har et sterkt elvepreg (kulp i elven) og bør ikke inngå i denne prioriterte naturtypen. Evjer er minst tre ganger så lang som bredden mot åpningen i hovedelva, noe som også definerer bort bakevje-basseng. Evjer skal ha innsjøpreg/preg av basseng med silt og dy-gytje som bunnsediment og med en viss oppholdstid. Dette må kartlegger avgjøre i felt. Erfaringene fra testkartlegging av 62 evjer viser at evjene varierer i form og størrelse, men de var ofte mindre enn kroksjøene i det samme elvesystemet.

Definisjonen av evjer i NiN 3.0 er kompleks og krevende å modellere. Vi tester nå om lidardata og maskinlæring (AI) med form og størrelse kan brukes til å identifisere evjer. Dette gjøres ved å modellere ut alle bukter som har samme vannivå som hovedelva og som er minst tre ganger så lang som bredden på åpningen mot hovedelva. Naturtypen avgrenses til å gjelde evjer over en viss størrelse (kartlegging i målestokk 1:20 000 gir minsteareal på 2500 m²).

Arts mangfold og naturvariasjon

Evjer er svært viktige habitater siden de fører til lokale variasjoner i områder som kan ha relativt homogent og sakteflytende hovedløp (Johansen mfl. 2015). Testkartleggingen viste at evjene var svært artsrike og viktige som fiskelokaliteter. Selv små evjer i store elver kan være interessante når det gjelder biologisk mangfold. Evjene har ofte en viktig funksjon som gyte- og oppvekstområde for karpefisk, abborfisk og gjedde (Johansen mfl. 2015b). Fisk går ut og inn mellom elven og evja avhengig av vannstand og flom. Evjene kan også ha et rikt arts mangfold av vannplanter, spesielt evjer med høyt kalkinnhold.

Påvirkning

De viktigste påvirkningsfaktorene er vassdragsregulering, arealbruksendringer med flomsikring og oppdyrking av den nærliggende flomskogen og flomfastmarka, samt innføring av fremmede arter.

Kunnskapsstatus

Det er generelt svært få registrering av arter i evjer, noe som skyldes at de i liten grad har vært kartlagt. Mjelde mfl. (2016) med referanser gir noe kunnskap for lokaliteter i Troms. Evertebratfaunaen er spesielt dårlig kjent i evjer, men kan anta at mangfoldet og tettheten av evertebrater er korrelert med biomassen av planter (Velle mfl. 2022). Økt areal gir også flere habitater og høyere mangfold.

N6 Grytehullsjø

Generell informasjon

Grytehullsjøen er et resultat av glasifluvial sedimentasjon og har ofte et sirkulært innsjøbasseng. Grytehullsjøene kan være svært forskjellige med hensyn til grunnvannspreg og om de har utløp og/eller innløp. Alle typene gir imidlertid helt unike økologiske forhold. Grytehullsjøer som er i kontakt med grunnvannet har vannspeil som styres av grunnvannsspeilets variasjoner. Mindre grytehullsjøer som ligger over grunnvannspeilet har sterkt varierende vannspeil knyttet til snøsmelting og flomvann. Grytehullsjøer av en viss størrelse som er isolert fra grunnvannsspeilet har ofte karakter av fattige skogstjern, mens de som har kontakt med grunnvannet kan være svært artsrike avhengig av grunnvannets kjemi. Selv små tjern kan være så dype og beskyttet at de har oksygenfattig bunnvann og manglende vannutskifting. Flere av tjernene er fisketomme. Naturtypen er valgt fordi dødisgrop er en rødlistet landform (NT) og fordi grytehullsjøene er generelt dårlig kartlagt (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

Grytehullsjøer (IB-E02 Bre- og breelvsedimentasjonsbasseng) er en landform i NiN 3.0 som omfatter innsjøer og tjern som ligger i grytehull eller dødisgrop. FH-0-03 Dødisgrop (hovedtype) er en forsenkning i løsmasser dannet ved smelting av begravde isrester. Innsjøtypen IB-E02 Bre- og breelv sedimentasjonsbasseng er utgangspunktet for avgrensning av typen. Grytehullsjø er grunnvannspåvirket eller har tilsig fra smelting/nedbør. Vannstanden kan variere mye i innsjøtypen og medianvannstanden som er tegnet inn på kart bør vurderes i felt. Medianvannstanden danner grensen mot det terrestriske, selv om det kan være vanskelig å finne medianvannstand for grytehullsjøen. Det kan være lettere å finne grensen for flomskog. Sonen rundt en grytehullsjø er en viktig del av habitatet på grunn av varierende vannstand. Man bør derfor også kartlegge åpen flomfastmark (gjerne 2-4 meter sone) og flomskog. Denne sonen tilhører det limniske enkelte år når den er vanndekt. Grytehullsjøene varierer mye i både størrelse, form og kalkinnhold. Størrelsen kan variere fra noen hundre kvadratmeter og opp til over 0,1 km². Mange av grytehullsjøene er omgitt av åpen flomfastmark og flomskog som tyder på at vannstanden kan variere mye. Typen er relativt lett å identifisere og er i utgangspunktet et sjeldent innsjøbasseng.

Artsmangfold og naturvariasjon

Dødisgrop er en rødlistet landform (NT) og er generelt dårlig kartlagt når det gjelder innholdet av arter, kanskje med unntak av grytehullsjøene i Gardemoen-området på Romerike (f.eks. Halvorsen mfl. 1994, Brandrud 1995). Det er antatt at antallet habitater og dermed biologisk mangfold er korrelert med grytehullsjøen sitt areal og også kalkinnhold. Det er sannsynligvis få rødlistede arter til stede i grytehullsjøer med lavt kalkinnhold.

Påvirkning

De viktigste påvirkningsfaktorene er arealbruksendringer, eutrofiering og innføring av fremmede arter.

Kunnskapsstatus

Det er generelt svært få registrering av arter i grytehullsjøer, noe som skyldes at de i liten grad har vært kartlagt. Unntaket er Gardermoen-området som ble godt undersøkt i forbindelse med utbyggingen av flyplassen og opprettelsen av verneområder (Erikstad mfl. 2010). Det er imidlertid vanskelig å sette grenser for artsmangfold og naturvariasjon.

N7 Stor og dyp innsjø

Generell informasjon

Stor og dyp innsjø er store og relativt dype innsjøer som har etablert et sprangsjikt om sommeren og som inneholder fisk. Stor og dyp innsjø er valgt ut fordi det er en dårlig kartlagt naturtype. Innsjøene er leveområde for truede og nær truede arter, noe som kan tyde på at naturtypen har høyt artsmangfold (Velle mfl. 2021). Typen inneholdt opprinnelig kun vannmassene i stor og dyp innsjø. For å synliggjøre at bunnsystemet også er viktige habitater, inkluderer vi nå også innsjøbunnen.

Geografisk avgrensning

I NiN 3.0 omfatter naturtypen lagdelte, fullsirkulerende innsjø-vannmassesystemer NA-FB01 og innsjøbunnsystemer NA-L. Typen er begrenset nedad av den lokale miljøvariabelen SM Vannforekomststørrelse til å gjelde SM-b Stor sjø, som har et minsteareal på 5 km². NiN mangler en variabel som beskriver dyp. Vi setter grensen ved minste middeldyp større enn 30 m. Det er 360 innsjøer i Norge større enn 5 km², men det er usikkert hvor mange av disse som har middeldyp større enn 30m.

Artsmangfold og naturvariasjon

Vannmasser i store og dype innsjøer er i mange tilfeller karakterisert ved ferskvannsarter som er betinget av historiske ferskvannsvannforbindelser mot øst, og det er ofte artsrike pelagiske fiskesamfunn med mange trofiske nivåer. Det forekommer fiskearter med polymorfisme i mange store og dype innsjøer, det vil si at artene forekommer i flere varianter med avvikende utseende i samme innsjø. Dette gjelder spesielt sik, røye, og ørret, og reflekterer tilpasninger til ulike økologiske nisjer (Sandlund og Jonsson 2013, Museth mfl. 2018). Vannmassene i slike innsjøer er viktig reproduksjons- og oppvekstområder for fiskearter som vandrer mellom innsjø og elv og eventuelt også kystområder. Det er høyest mangfold i innsjøer med historiske ferskvannsvannforbindelser mot øst, blant annet med flere fiskearter og andre istidsimmigranter (jf. Spikkeland mfl. 2012). Artsmangfoldet vil også øke langs kalkgradienten. Artssammensetningen av bunndyr på dypet i stor og dyp innsjø er dårlig kartlagt.

Påvirkning

De viktigste påvirkningsfaktorene for store og dype innsjøer er antatt å være vannstandendring på grunn av vassdragsregulering, eutrofiering og fremmedartsinnslag. Mange av de store og dype innsjøene er dessuten karakterisert som sterkt modifisert vannforekomst (SMVF).

Kunnskapsstatus

Alle innsjøer med areal $> 50 \text{ km}^2$ og en stor andel av de som har et areal $5\text{-}50 \text{ km}^2$ har vært overvåket med hensyn til vannkjemi, flora og fauna siden 2015 (to- til tre overvåkingsår; Lyche Solheim mfl. 2016, 2017, 2018, 2019, Haande mfl. 2023). I tillegg til den nasjonale basisovervåkingen foregår det mer detaljert tiltaksovervåking i mange av de store innsjøene. I Vann-nett finnes dessuten informasjon om påvirkninger, reguleringshøyder og overvåkingsdata på ulike miljøgifter som er relevant for vurdering av tilstanden. Sportsfiske foregår i mange av de store innsjøene, og informasjon om fiskesamfunn og bestandsstatus for fisk er ofte offentlig tilgjengelig via ulike digitale informasjonssider for sportsfiskere, men fiskesamfunnene er også undersøkt som en del av den nasjonale overvåkingen. Det finnes årlige fiskerapporter fra overvåkingen i perioden 2015-2022, se f.eks. Eikland mfl. (2023). Kunnskap om biologiske mangfold og naturvariasjon er likevel begrenset til et fåtall av de største og dypeste innsjøene. Det er behov for systematisk kartlegging av utvalgte grupper av flora og fauna. Uten slik kunnskap vil det ikke være mulig å vurdere graden av endringer i tilstand og i biologisk mangfold/naturvariasjon.

N8 Humøs stor og dyp innsjø

Generell informasjon

Humøs stor og dyp innsjø inkluderer store og dype innsjøer med høyt humsinnhold. Humøs stor og dyp innsjø er ikke en vanlig naturtype, i motsetning til de humøse små innsjøene. Humøs store og dyp innsjø er valgt ut fordi det er en rødlistet naturtype (Velle mfl. 2021). Naturtypen er rødlistet som sterk truet (EN) på grunn av begrenset geografisk utbredelse (Dervo mfl. 2018a).

Geografisk avgrensning

Humøs stor og dyp innsjø tilhører NiN 3.0 hovedtypen Lagdelte, fullsirkulerende innsjø-vannmassesystemer NA-FB01 og hovedtypegruppen innsjøbunnsystemer NA-L. Videre skal de lokale miljøvariablene HU Humusinnhold inkludere trinnet humøs (LM-HU_bcy, $> 30 \text{ mg Pt/l}$), og SM Vannforekomststørrelse inkludere SM-b Stor sjø, som har et minsteareal på 5 km^2 . NiN mangler en variabel som beskriver dyp. Vi setter grensen ved minste middeldyp større enn 15 m.

Naturtypen finnes primært i områder av Østlandet og Trøndelag dominert av skog og myr i nedbørfeltet.

Artsmangfold og naturvariasjon

Humøse innsjøer er generelt karakterisert ved lav produktivitet og lavt biologisk mangfold. Det er få store og dype innsjøer av denne typen, og de er dårlig kartlagt. For denne naturtypen er det derfor mangelfull informasjon om artsmangfold og forekomst av rødlistede arter og arter med spesifikke habitatkrav.

Påvirkning

De viktigste påvirkningsfaktorene for humøse store og dype innsjøer er antatt å være vannstandendring på grunn av vassdragsregulering, samt fremmedartsinnslag. I tillegg er enkelte innsjøer påvirket av forurensning og landbruk med tilhørende eutrofiering (Dervo mfl. 2018).

Kunnskapsstatus

Gjennom karakteriseringsarbeidet jf. vannforskriften (www.vann-nett.no) har vi brukbar kunnskap om forekomsten av humøse store og dype innsjøer. Metoder for vurdering av tilstand anses som mangelfull. Kunnskap om miljøpåvirkninger, biologiske mangfold og naturvariasjon er begrenset til et fåtall innsjøer. Det er behov for systematisk kartlegging av miljøforholdene, samt utvalgte grupper av flora og fauna. Uten slik kunnskap vil det ikke være mulig å vurdere graden av endringer i tilstand og i biologisk mangfold/naturvariasjon.

N10 Turbid innsjø

Generell informasjon

Turbid innsjø omfatter både små lavlandssjøer med nedbørfelt i leire (leirsjøer) og fjellsjøer påvirket av finpartikler som breaktiviteten fører med seg (bresjøer). Typen er valgt ut fordi det er en nær truet naturtype (Velle mfl. 2021) der Turbide innsjøvannmasser i små og/eller grunne innsjøer er rødlistet (NT) på grunn av abiotisk forringelse siste 50 år (Dervo mfl. 2018b).

Geografisk avgrensning

I NiN 3.0 inkluderer typen Bresjø-vannmassesystemer NA-FC01 og med flere bunntyper. NA-FC01 er definert av høyt innhold av suspendert (oppslammet) materiale i vannet, det vil si over 5 mg STS/L. Det svarer til lokal miljøvariabel TU Turbiditet med basistrinn LM-TU_b. Det er sannsynligvis mange innsjøer med turbiditet over 5 STS/L. Kartleggingen kan derfor konsentreres om innsjøer som er svært turbide, det vil si basistrinn TU_y, STS > 20 mg/L. Medianvannstanden er utgangspunktet for den fysiske avgrensningen.

Hovedtypen NA-FC01 omfatter også små lavlandsjøer med nedbørfelt i leire, selv om det sannsynligvis er svært få turbide innsjøer i lavlandet, annet enn små eller svært grunne vannforekomster med permanent høy turbiditet, for eksempel gårdsdammer. Det kan derimot være mange innsjøer som periodevis har høy turbiditet siden de ligger under marin grense.

Leirsjøer finnes primært i lavlandet på Østlandet og i Trøndelag, mens bresjøer finnes i fjellområder med breaktivet, primært på Østlandet, Vestlandet og i Nordland.

Artsmangfold og naturvariasjon

Turbide innsjøer har ofte lite siktedyp på grunn av suspendert leire og steinmel og derfor primærproduksjon og lavt biologisk mangfold. Leirsjøene har gjerne litt høyere artsamangfold enn bresjøene på grunn av lengre perioder med noe lavere turbiditet og varmere vann, som gir gunstigere forhold for planteproduksjon og

fauna. Rødlistearter fra Artskart og forekomst av fisk er aktuelle kvalitetselementer for naturmangfold. En bresjø (Gjende) er med i den nasjonale overvåkingen av store innsjøer (Haande mfl. 2023).

Påvirkning

Leirsjøer og bresjøer har vesentlig forskjellige påvirkningsfaktorer. Leirsjøene er antatt å være utsatt for eutrofiering fordi de fleste ligger i jordbrukslandskapet. Andre viktige påvirkningsfaktorer antas å være arealbruksendringer og fremmedartsinnslag. For bresjøer er viktigste påvirkningsfaktor antatt å være endret vannstrandendring på grunn av vassdragsregulering.

Kunnskapsstatus

Gjennom karakteriseringsarbeidet jf. vannforskriften (www.vann-nett.no) har vi brukbar kunnskap om forekomsten av turbide innsjøer. Kunnskap om miljøpåvirkninger, naturvariasjon, samt flora og fauna er begrenset til et fåtall innsjøer. Det er behov for systematisk kartlegging av miljøforholdene og utvalgte grupper av flora og fauna. Uten slik kunnskap vil det ikke være mulig å vurdere graden av endringer i tilstand og i biologisk mangfold/naturvariasjon. Videre er det behov for nye studier for å kunne vurdere hvilke effekter ulik grad av arealendring har på biologiske mangfold.

N11 Kalksjø

Generell informasjon

Kalksjøer er kalkrike innsjøer og tjern med kalsiuminnhold større eller lik 20 mg Ca/L. Kalksjøer med et visst artsutvalg er definert som utvalgt naturtype (UN) iht. Naturmangfoldloven. Kalksjø er inkludert blant prioriterte naturtyper fordi den er en rødlistet naturtype, er leveområde for truede og nær truede arter og er en naturtype med høyt artsmangfold (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

I NiN 3.0 inkluderer naturtypen Breerosjonsbasseng/Skålbasseng (IB-D03) og Basseng i kjemiske oppløsnings og utfellingsbasseng (IB-G). Lokal miljøvariabel LM-KA Kalkinnhold er større eller lik 20 mg Ca/L, tilsvarende svært kalkrik LM-KA_h og Ekstremt kalkrik LM-KA_i. Medianvannstanden danner grensen mot terrestriske naturtyper.

Kalksjø er begrenset i størrelse ned til å inkludere miljøvariabel SM Vannforekomststørrelse med trinnene over SM_h Stor pytt (<500 m²). Vi har delt kalksjø i to basert på størrelse. Kalksjøer har areal mer enn 2500 m² (minsteareal for kartlegging i målestokk 1:20 000) og kalkdammer har areal fra 500 til 2500 m². Det antas at det er høyest biologisk mangfold og størst forekomst av sjeldne arter i kalksjøer, selv om vi mangler data fra kalkdammer (<500m²). Per 2020 var det registrert litt under 700 kalkrike vannlokaliteter, hvorav ca. 300 var innsjøer (> 2500 m²) og 400 var kalkdammer (men da med størrelse fra 250-2500 m²). Prediksjonsmodellering tilsier at det skal være over 4 000 kalksjøer. Imidlertid viste testkartleggingen at flere sjøer som var modellert til å ha over 20 mg/L, faktisk hadde 10 til 15 mg Ca/L. Dette gjaldt innsjøer på Hardangervidda.

Naturtypen kalksjø finnes i de fleste fylker, men det er få kalksjøer på Sør- og Vestlandet, bortsett fra på Hardangervidda. Fylkene med størst andel kjente kalksjøer er Nordland og Troms (Aalberg Haugen mfl. 2019, Dervo mfl. 2020, Mjelde mfl. 2023). Det er svært få gjenværende kalkdammer i Sør-Norge siden de er forringet av menneskelig aktivitet. I Nord-Norge, og spesielt i Nordland og Troms, er antallet kalkdammer fremdeles høyt, samtidig som det er kunnskapsmangel for kalksjøer i fjellet. I Nord-Norge bør man dermed prioritere å kartlegge kalksjøer og i Sør-Norge bør man prioritere å kartlegge kalkdammer.

Artsmangfold og naturvariasjon

Kalksjøer har forekomst av mange rødlistede arter, særlig blant vannplantene (kransalger og karplanter), noe som også har ført til rødlisting av naturtypen. De viktigste kriteriene for artsamangfold for denne naturtypen blir derfor variasjon innenfor vannvegetasjon. Et kriteriesett med en kombinasjon av truede vegetasjonstyper og rødlistearter er tidligere foreslått for verdisetting av kalksjøer (f.eks. Mjelde 2016, Mjelde 2015), og testet ut i flere senere kalksjøundersøkelser. Det biologiske mangfoldet i kalksjøer er positivt korrelert med en lokalitets størrelse siden et økt areal gir flere ulike habitater.

Påvirkning

Kalksjøene i lavlandet er sterkt utsatt for næringssalttilførsler fra jordbruk og bebyggelse. Eutrofieringen fører bl.a. til hurtigere tilgroing med helofytter og algeoppblomstringer med medfølgende dårlige lysforhold (Mjelde 2014a). Habitatforringelse med utfylling eller igjenfylling er også et stort problem, særlig for de mindre kalksjøene (Dervo mfl. 2016), det samme gjelder skoggrøfting (Dervo mfl. 2016), se også Kyrkjeeide mfl. (2018) og Aalberg Haugen mfl. (2019). I tillegg har forekomst av fremmede arter med høy eller svært høy risiko (vasspest og smal vasspest) betydning for tilstanden (Mjelde mfl. 2012).

Kunnskapsstatus

Kalksjøer ble i 2008 inkludert blant utvalgte naturtyper iht. Naturmangfoldloven. I 2009 ble det utgitt en Handlingsplan for naturtypen og i årene etterpå (2010-2015) ble det foretatt en rekke registreringer av kalksjøer over hele landet (<https://www.statsforvalteren.no/nb/innlandet/om-oss/vare-publikasjoner/miljoernavdelingas-rapportserie---oppland/>), samt vurderinger av påvirkninger på naturtypen og utredninger av miljømål for viktige kransalger og karplanter (f.eks. Mjelde 2014a, 2016). Til tross for den omfattende kartleggingen som ble foretatt i forbindelse med handlingsplanen er det fortsatt store kunnskapsmangler. Mens vi nå har oversikt over de fleste forekomstene av kalksjøer i Norge (Dervo mfl. 2020), varierer den biologiske kunnskapen en god del, f.eks. mellom regioner og i forhold til størrelse. Kunnskapen om kalksjøene i Oppland anses som god, mens den er mangelfull i de to andre store kalksjøfylkene Nordland og Troms. Også biologisk forhold i kalksjøer i andre fylker er mangelfullt kjent. Særlig er kunnskapen om kalkdammer dårlig, samt effekter av arealbruksendringer (utfylling, igjenfylling og nedbygging) på biologisk mangfold. Kunnskapen om kalksjøer omfatter først og fremst kransalger og karplanter, mens øvrige biologiske grupper er sparsomt undersøkt.

N12 Temmelig kalkrik innsjø

Generell informasjon

Temmelig kalkrike innsjøer er innsjøer med forholdsvis høyt kalsiuminnhold i vannet (12-20 mg Ca/L), og inkluderer både klare og humusrike innsjøer. I NiN 3.0 deles LM-KA kalkinnhold i ni basistrinn, der moderat kalkrik tilsvare trinnene Litt kalkfattig (4-7,5 mg Ca/L), Litt kalkrikt (7,5 mg Ca/L og Temmelig kalkrikt (12-20 mg Ca/L). Her inkluderer vi kun trinnet Temmelig kalkrikt siden prediksjonsmodellering tilsier at det er 33 000 innsjøer som har kalkinnhold fra 4 til 20 mg Ca/L (Dervo mfl. 2022), og siden det er høyest mangfold i innsjøene i den øvre delen av kalkgradienten (Mjelde og Dervo 2022). Naturtypen er inkludert blant prioriterte naturtyper fordi den er leveområde for nær truete og truete arter og er en naturtype med høyt arts mangfold (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

Utgangspunktet for innsjøtypen er hovedsakelig NiN-typerne skålebasseng IB-D03 eller andre breerosjonsbasseng, med LM-KA Kalkinnhold tilsvarende Temmelig kalkrikt (12-20 mg Ca/L). Det finnes mange lokaliteter av denne innsjøtypen, og det er høyest mangfold i større innsjøer og innsjøer under tregrensa (Mjelde og Dervo 2022). Selv om temmelig kalkrike innsjøer også forekommer over tregrensa, for eksempel i marmorområdene ved Glomfjellet i Nordland, er disse dårlig undersøkt. Før det foreligger bedre undersøkelser, avgrenser vi innsjøtypen til lokaliteter som ligger under tregrensa og med minsteareal på 2 500 m² i henhold til NiN-skalaen 1:20 000. Medianvannstanden danner grensen mot det terrestriske.

Naturtypen finnes over store deler av landet, for eksempel områder under marin grense i lavlandet eller på noe kalkrik grunn (Blindheim 2011). Det er mange lokaliteter i Finnmark. Innsjøer som ligger i kulturlandskapet (kalles gjerne rik kulturlandskapssjø) har som regel næringsrike vannmasser.

Arts mangfold og naturvariasjon

Moderat kalkrik innsjø er det viktigste habitatet for flere kalkkrevende og næringskrevende planter og dyr. Arts mangfold følger gjerne kalkgradienten der innsjøer i den øvre delen av kalkgradienten har høyest mangfold. Biologisk mangfold øker også med økende areal. Data for flere andre organismegrupper enn planter finnes, men er ikke systematisert. Generelt kan man forvente at mangfoldet og tettheten av de fleste dyregrupper øker med biomassen av vannplanter (se eks Velle mfl. 2022).

Påvirkning

Lavlandstypen ligger ofte i kulturlandskapet og er utsatt for flere påvirkninger, hvor eutrofiering antas å være den viktigste påvirkningsfaktoren. Tilgroing med helofyttvegetasjon anses som en naturlig prosess i grunne områder, men kan i eutrofierte vannforekomster skje hurtigere og bli tettere enn i upåvirkete områder. Arealbruksendringer, f.eks. utfyllinger, kan framskynde tilgroingen. Store temmelig kalkrike innsjøer er ofte påvirket av vassdragsregulering og vannstandsregulering, og litoralsona vil være kraftig forringet ved store vannstandsendringer. Litoralsonen og vannvegetasjonen påvirkes negativt av reguleringen, bl.a. gjennom innfrysing, iserosjon og tørrlegging, slik at vannvegetasjonen utarmes eller forsvinner helt (bl.a. Hellsten 2001, Mjelde mfl. 2013). Forbygninger og utfyllinger kan medføre forringelse, og evt. ødeleggelse, særlig av de mindre lokalitetene. Forekomst av fremmede arter med høy eller svært høy risiko har betydning for tilstanden. Moderat kalkrik innsjø er den viktigste naturtypen for de fremmede vannplantene vasspest og smal vasspest (Mjelde mfl. 2012a). Plantene kan danne massbestander og ha negativ påvirkning på opprinnelig artsinventar.

Betydningen av vasspest på enkeltarter er imidlertid lite undersøkt, men i Steinsfjorden medførte de store vasspestbestandene en kraftig nedgang i utbredelsen av enkelte arter (Mjelde mfl. 2012b).

Kunnskapsstatus

Enkelte innsjøer innenfor kategorien Moderat kalkrike er kartlagt etter DNS håndbok 13, som «rik kulturlandskapssjø», men kartleggingsinnsats- og-kvalitet er svært varierende. Moderat kalkrike innsjøer inngår også i kartleggingen basert på Vannforskriften, jfr. Direktoratets gruppa for vanndirektivet (2018). Imidlertid er det bare et fåtall av temmelig kalkrike innsjøer som er kartlagt, og da helst innsjøer > 0,5 km². Det er et stort antall moderat kalkrike innsjøer i Norge (Dervo mfl. 2022), men den biologiske kunnskapen er klart mangelfull og varierer mye mellom regioner, se også Kyrkjeeide mfl. (2018) og Aalberg Haugen mfl. (2019). Vi mangler kunnskap om effekter av ulik grad av regulering og arealbruksendringer (utfylling, igjenfylling og nedbygging) på biologisk mangfold.

N14 Naturlig fisketom innsjø og dam

Generell informasjon

Naturlig fisketomme innsjøer og dammer er naturlige vannforekomster som ikke er kolonisert av fisk, og der fisk heller ikke er satt ut av mennesker. Fisketomme innsjøer begrenser seg til lokaliteter som ut fra fysiske forhold (størrelse og dyp) antas å kunne opprettholde fisk. Naturlige spredningsbarrierer har hindret kolonisering av fisk. Naturtypen er inkludert blant prioriterte naturtyper fordi den er en spesielt dårlig kartlagt naturtype, inneholder leveområder for truede og nær truede arter, samt sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

Naturlig fisketom innsjø og dam faller i NiN 3.0 under variabelen SA Strukturerende og funksjonelle artsgrupper. I følge NiN benyttes begrepet strukturerende artsgruppe om en gruppe arter som “betyr så mye for et økosystems struktur og funksjon at natursystemer dominert av disse artene er vesentlig forskjellige fra sammenliknbare systemer” (<https://naturinorge.artsdatabanken.no/Variabler/SA>). SA-FS Fiskesamfunnskompleksitet er en kompleks faktorvariabel som beskriver fiskesamfunn i limniske vannmasser, og Naturlig fisketom innsjø og dam vil inkludere SA-FS-0 Naturlig fisketom vannforekomst. Innsjøer av denne naturtypen inkluderer NA-FA01 Lagdelte, fullsirkulerende, naturlig fisketomme innsjø-vannmassesystemer og NA-FA02 Ikke lagdelte, fullsirkulerende, naturlig fisketomme innsjø-vannmassesystemer.

Vi avgrenser naturtypen til å gjelde innsjøer over 2500 m² (minsteareal for kartlegging i målestokk 1:20 000) Mange lokaliteter under 2500 m² mangler fisk, mens det er sjelden at lokaliteter over 2500 m² mangler fisk. Innsjøer som er mindre enn over 1000 m² har gjerne oksygensvinn og/ eller er grunne slik at de bunnfryser, noe som fører til at de er fisketomme. For at en innsjø skal klassifiseres som fisketom, må undersøkelsen som konkluderte med fravær av fisk ikke være eldre enn 10 år, ettersom det kan ha blitt satt ut fisk etter at undersøkelsen ble utført.

Vi har forsøkt å modellere antallet fisketomme lokaliteter. Konklusjonen var at modelleringen blir upresis og at fisketomme innsjøer må registreres i felt. Erfaringen fra kartlegging tilsier at det ofte er nødvendig med

lokalkunnskap for å finne mulige fisketomme lokaliteter, og prøvetaking med garn eller miljø-DNA er ofte nødvendig for med sikkerhet å si om en lokalitet er fisketom. Eventuelt vil forekomst av arter eller grupper som er følsomme for fiskepredasjon, for eksempel salamandre, tusenbeinkreps, store igler og store krepsdyr, indikere at lokaliteten er fisketom. I et litteratursøk fant vi ca. 3000 lokaliteter av naturtypen over 2500m².

Artsmangfold og naturvariasjon

Biologien til naturlig fisketomme innsjøer og dammer er generelt dårlig kartlagt, kanskje med unntak av enkelte dyregrupper i dammer i Oslofjordområdet. Generelt vil en fisketom innsjø inneholde andre planktonarter enn en innsjø med fisk, og strandsonen i en fisketom innsjø vil også ha færre arter bunndyr som er følsom for predasjon, for eksempel amfibier, salamandre, tusenbeinkreps, libeller og store igler (Dolmen 1992). Til og med næringsfattige fisketomme innsjøer kan inneholde komplekse samfunn av bunndyr (Reuss mfl. 2013). Naturtypen utgjør viktig leveområde for truede og nær truede arter i ferskvann og er viktige yngleområder for blant annet amfibier. Enkelte arter av ender kan også hekke ved fisketomme innsjøer og utgjøre et nivå av store predatorer som ikke inkluderer fisk. Det er stor variasjon i kalkinnhold og størrelse på fisketomme innsjøer og dammer. Vi kan forvente at det biologiske mangfoldet vil være positivt korrelert med både lokalitetens størrelse og kalkinnhold. Økt areal gir flere habitater og mer mangfold.

Påvirkning

Viktige trusler mot fisketomme lokaliteter er fiskeutsettinger, arealbruksendringer, grøfting og eutrofiering.

Kunnskapsstatus

Det er generelt svært få registrering av fiskeløse lokaliteter. Unntaket er enkelte prosjekter som har fokusert på lokaliteter i Oslofjordområdet, Midt-Norge og Sørlandet (Dolmen 1992, Dolmen og Aagaard 2003, Hesthagen og Østborg 2002). Det foreligger også en del undersøkelser knyttet til amfibiedammer som indirekte kan være et kunnskapsgrunnlag for fisketomme lokaliteter (Skei mfl. 2010).

N15 Gårdsdam

Generell informasjon

Gårdsdam er små til middels store kunstige eller seminaturlige dammer i kulturlandskapet, ofte skjøttet og opprettet for ulike landbruksformål. Gårdsdam er en samlebetegnelse på et stort mangfold av små innsjøer som ligger i landbruksarealer og som har høyt innhold av nitrogen og fosfor. Hagedam er gjerne anlagt nær et gårdstun eller i tilknytning til et parkanlegg. Dette er ofte svært artsrike og ofte relativt gamle dammer. En beitedam ligger i tilknytning til et beite og blir brukt av husdyr som vannkilde. Disse dammene får ofte en nedbeitet og opptråkket damkant. En vanningsdam er ofte middels stor (4-5 000 m²) og ligger i tilknytning til en åker som vannes. Vannstanden i disse dammene kan variere en del gjennom sommeren, noe som påvirker forekomsten av vannplanter. Nærheten til jordbrukets kulturlandskap gjør at gårdsdammene ofte er næringsrike og utsatt for en rask suksesjon. Dammene som ligger under marin grense, er i tillegg ofte kalkrike (> 10 mg Ca/L) og kan periodevis ha høy turbiditet. Naturtypen er inkludert blant prioriterte naturtyper fordi

den inneholder leveområder for truede og nær truede arter og sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

Gårdsdam er i NiN 3.0 definert under hovedtypen NA-LJ01 Klart endret innsjøbunn preget av næringsstoff-overbelastning, og med tilhørende vannmasser. Hovedtypen omfatter ifølge NiN «små, menneskeskapte dammer i jordbrukslandskapet som over lang tid har blitt tilført ekstra næring og har et klart preg av næringsstoff-overbelastning» (<https://naturinorge.artsdatabanken.no/NIN-3.0-T-C-PE-NA-MB-L-J-01>). Gårdsdam er mindre enn 10 000 m² og med minimum størrelse på 100 m². De bør kartlegges i målestokk 1:5000. Naturlige flomdammer skal ikke inkluderes i denne naturtypen.

Modelleringen av gårdsdammer viste et høyt antall dammer. Testingen i 2022 la vekt på å finne en grense for landbrukspåvirkningen ved å kartlegge lokaliteter med ulik grad av påvirkning. Spesielt elvesletter som var oppdyrket hadde mange naturlige dammer som feilaktig ble modellert som gårdsdam. Resultatet fra testkartleggingen viser at det var en klar sammenheng mellom nitrogen og fosfat og graden av landbrukspåvirkning. Videre var rikt artsmangfold knyttet til lokaliteter med forhøyet næringsinnhold, men ikke så høyt næringsinnhold at de ble karakterisert som Kronisk eutrofierte innsjø-vannmassesystemer FM02-03.

Artsmangfold og naturvariasjon

Det er spesielt gårdsdammer som er uten fisk, eldre enn 10 år og som skjøttes jevnlig, som har størst biologisk mangfold. Gårdsdammer inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for amfibier. Artsmangfoldet er positivt korrelert med næringsinnhold opp til en viss grense og negativt korrelert med areal, spesielt for dammer under 2-300 m², og med høyde over havet. Mangfoldet av vannplanter er ofte en indikasjon på mangfold av andre artsgrupper, og de fleste artene som er tilknyttet dammene finnes i kantsonen (Pedersen og Stokstad 2012). Enkelte arter av ender og dykkere kan også hekke ved fisketomme gårdsdammer og utgjøre et nivå av store predatorer som ikke er fisk.

Påvirkning

I gårdsdammer vil innholdet av næringssaltene fosfat og nitrogen overskygge kalk som viktige miljøvariabler, selv om mange gårdsdammer kan være kalkrike. De viktigste påvirkningsfaktorene er arealbruksendringer, fremmedartsinnslag (først og fremst fisk), og eutrofiering. Mange gårdsdammer er fylt igjen, for eksempel som følge av krav til sikring av dammene. Gårdsdammer er kunstige lokaliteter som ligger i nær tilknytning til mennesker. De fleste lokalitetene vil dermed ha høy grad av påvirkning, noe som fører til redusert lokalitetskvalitet.

Kunnskapsstatus

Det er en del generell kunnskap om gårdsdammer (Dolmen 1992, Dolmen og Aagaard 2003, Dervo mfl. 2016), men det er gjort svært få registrering av arter i gårdsdammer utenfor Oslofjordområdet. I overkant av 4000 gårdsdammer er registrerte gjennom overvåkingsprogrammet av jordbrukets kulturlandskap (også kalt 3Q) (Pedersen og Stokstad 2012), mens prediksjonsmodellering tilsier at det er i overkant av 7000 gårdsdammer i Norge.

N16 Brakkvannssjø og dam

Generell informasjon

Brakkvannssjø og dam omfatter innsjøer og tjern med lav salinitet (M-SA Marin salinitet omfatter brakkvann med saltkonsentrasjon fra 0,5 til 18 ‰). Noen lokaliteter kan ha stabil salinitet over året mens det i andre kan være store variasjoner. I NiN er marine vannmassesystemer i poller og littoralbasseng definert under marine vannmassesystemer. Vi har inkludert naturtypen under limniske naturtyper fordi det er flere limniske arter i naturtypen og for at typen ikke skal falle utenfor siden den ligger mellom marine og limniske naturtyper. Brakkvannssjø og dam er inkludert blant viktige naturtyper fordi den er en spesielt dårlig kartlagt naturtype og leveområde for truede og nær truede arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning og skala

I NiN 3.0 samsvarer brakkvannssjø og dam med definisjonen av hovedtypene NA-SC05 Marine vannmassesystemer i poller og Littoralbasseng, samt NA-MC03 Litoralbassengbunn. Et saltvannsbasseng som er fysisk avgrenset fra det åpne havet eller fjorden er en poll dersom terskelen ligger i fjærebeltet, det vil si mellom middel spring lavvannsnivå og middel spring høyvannsnivå, og et litoralbasseng dersom terskelen ligger over fjærebeltet. Her inkluderes vannforekomster som har direkte kontakt med havet via bekk/elv og vannforekomster uten utløp til havet, men som ligger såpass nært havet at de mer eller mindre jevnlig tilføres saltvann. Dammer med brakt vann inkluderes dersom de har permanent vannspeil. Naturtypen kan inneholde NA-M Marine bunnsystemer, men det er uklart om de marine naturtypene, for eksempel NA-MF01 Brakkvanns-undervannsseng og NA-MB01 Marin helofyttsump, fanger opp all variasjon i brakkvannsjøene og dammene.

Innsjøer med brakt vann er registrert blant annet i Nord-Norge og langs kysten av Sør- og Østlandet, men finnes sannsynligvis i varierende utstrekning langs hele kysten. I utgangspunktet er dette marine naturtyper, men saltinnholdet kan variere fra relativt ferskt til godt over 0,5 ‰. Utbredelsen av brakkvannssjø og dam er modellert med utgangspunkt i høyde over havet og avstand fra sjøen og ved en bølgepåvirkningsmodell. Dette resulterte i nesten 26 000 lokaliteter, som åpenbart er altfor høyt. En tydeligere avgrensning av marine typer er nødvendig før modelleringen kan gjøres mer presis.

Artsmangfold og naturvariasjon

Under testkartlegging hadde små dammer nær sjøen høyt artsmangfold av krepsdyrarter som vanligvis finnes i ferskvann, selv om saltinnholdet tilsa brakkvann. Mangfold av vannplanter var varierende. I svakt brakt vann (< 2-3 promille) er vannvegetasjonen ofte forholdsvis artsrik og kan inkludere flere arter som er vanlige i ferskvann (Mjelde og Hvoslef 1985). Ved saliniteter > 4-5 promille er vegetasjonen mer artsfattig og består ofte bare av noen få langskuddarter og/eller kransalger (Mjelde 2014b). Det er en uvanlig stor konsentrasjon av rødlistede arter i brakkvannsområder (Bekkby mfl. 2022), for eksempel av kransalger og karplanter (Mjelde 2014c). Andre organismegrupper er lite undersøkt. Generelt kan vi forvente at økt areal gir flere habitater og mer biologisk mangfold, og at mangfoldet av ulike dyregrupper er korrelert med biomassen av planter (se f.eks. Velle mfl. 2022, Christi mfl.2014).

Påvirkning

Brakkvannssjøer er svært dårlig kartlagt (spesielt de små lokalitetene), men siden de ofte ligger i områder som er attraktive for bebyggelse og industri er de utsatt for både areal- og tilstandsreduksjon. Habitatforringelse

med utfylling eller igjenfylling er sannsynligvis et stort problem. I tillegg er de utsatt for eutrofiering. Dette kan også være en påvirkning fra sjøfugl og gress. Eutrofieringen kan føre til oppblomstring av alger og dårlige forhold for flere organismegrupper, evt. hurtigere gjengroing med helofytter. Vassdragsreguleringer oppstrøms, med endringer i ferskvannstilførselen, kan i enkelte områder ha betydning.

Kunnskapsstatus

Brakkvannsjø og dam er en spesielt dårlig kartlagt naturtype, bortsett fra en sammenstilling av vannvegetasjon i brakkvann (Mjelde 2014b). Imidlertid regner vi med at sammenstillingen bare omfatter en brøkdel av brakkvannsjøene i Norge. Vi mangler informasjon om faunaen i små dammer, blant annet når det gjelder krepsdyr. Vi mangler også kunnskap om hvordan ulik grad av arealbruksendringer og eutrofiering påvirker biologisk artssammensetning mangfoldet i brakkvannsjø og dam. I tillegg mangler biologiske indekser for å vurdere økologisk tilstand i brakkvann, og informasjon om hvilke nivåer av næringsstoffene fosfor og nitrogen som kan vurderes som god eller dårlig tilstand. Muligens kan mengde begroingsalger/algematter brukes som en indikasjon på eutrofiering. Vi har svært lite kunnskap om salinitetsvariasjonene over året og hvordan dette påvirker biologisk mangfold.

N17 Inngrepsfri elv

Generell informasjon

Inngrepsfri elv (tidligere omtalt som uregulert elv; Velle mfl. 2021) er en vannforekomst i rennende vann (lotiske systemer) med høy vanngjennomstrømningshastighet og kort oppholdstid, og som ikke er påvirket av vassdragsregulering. Vassdragsregulering inkluderer alle typer inngrep i elven som skal tjene menneskelig behov, som for eksempel kraftproduksjon, kanalisering, utretting, rørlegging, uttak av vann eller flomvern. Biologisk kan elvevannmasser karakteriseres ved mangel på en fullstendig næringskjede bestående av krepsdyrplankton. Naturtypen er valgt fordi det er en nær truet naturtype og fordi naturtyper inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning

I NiN 3.0 vil inngrepsfrie elver inkludere Elvevannmassesystemer NF-B03 som er en hovedtype i rennende vann med eller uten fisk. Elvevannmassesystemer er delt i fisketomme elvevannmasser (SA-FS_0) og elvevannmasser med fisk (SA-FS_ABCD). Ved forsuring kan typen inkludere NA-FM05 Elvevannmassesystemer preget av introduksjon eller bortfall av strukturerende organismer. Alle elvebunnsystemer NA-O er også inkludert, bortsett fra Varm ferskvannskildebunn NA-OC02, som er en egen utvalgt naturtype (se side 47). Elvebunnsystemer omfatter alle økosystemer på bunnen i elver. Minste størrelse for en elv er definert ved at det må være intakte vandringssystemer for fisk. Typen er ikke begrenset av størrelse oppad. Typen kan omfatte alle elver eller elvestrenger som ikke er utnyttet til regulering for vannkraft.

Artsmangfold og naturvariasjon

Vannlevende organismer trenger vann for å overleve, samt naturlige habitater for å fullføre livssyklusen. Konnektivitet er viktig for en rekke fiskearter som vandrer mellom oppvekstområder, foringsområder og

gyteområder i løpet av livssyklusen. Arter som er avhengig av flere funksjonsområder for å kunne fullføre sin livssyklus er spesielt sårbare. Artene er sårbare fordi de er avhengig av god kvalitet på alle funksjonsområder og fordi de er avhengig av konnektivitet mellom funksjonsområdene. Langtvandrende fiskearter (laksfisk mm; Tabell A2) er nøkkelarter i Inngrepsfrie elver. Elveløp med naturlig variasjon fra fjell til fjord, for eksempel når det gjelder kulp- og strykstrekninger, vannføring, tilførsel av nye sedimenter og uten kunstige vandringshinder, sikrer biologisk mangfold og er nødvendig for å opprettholde bestander av rødlistede og prioriterte arter som atlantisk laks, ål og elvemusling. I tillegg utgjør kantvegetasjon viktige leveområde og spredningskorridor for mange arter, tilfører organisk materiale til vannmassene og gir skjul for organismer både over og under vann.

Påvirkning

Inngrepsfrie elver har en begrenset utbredelse i Norge. Elvevannmasser er en rødlistet naturtype (NT) på grunn av forringelse på 50-80 % i totalt areal siste 50 år og abiotisk forringelse siste 50 år (Dervo mfl. 2018c). For de fleste organismer tilknyttet vann vil en slik påvirkning medføre at habitatet er forringet. Elver er særlig påvirket gjennom vassdragsregulering, for eksempel bygging av demninger, forbygninger, flomvern, kanaler, renner og tunneler, som endrer naturlig vannføring og fører vann bort fra naturlige elveløp. Det er mange årsaker til at vassdrag reguleres, blant annet produksjon av vannkraft, flomdemping og vannforsyning. I tillegg kan landbruk og veibygging føre til inntil 90 % tap av bekker i landbruksområder og i urbane strøk gjennom kanalisering, rørlegging og kulverter (Dervo mfl. 2018c). Andre påvirkningsfaktorer inkluderer eutrofiering, sur nedbør og introduserte arter og sykdommer (<https://vann-nett.no/portal/#/area/1/all>). Innslag av fremmede arter er en gjentakende trussel i elver, for eksempel som følge av uønskede økologiske effekter forårsaket av pukkellaks, signalkrepser eller *Gyrodactylus salaris* (Velle mfl. 2021, Velle mfl. 2025, Hindar mfl. 2020).

Lokaliteter av inngrepsfrie elver som skal prioriteres for kartlegging skal etter definisjonen ikke være påvirket av regulering og lite påvirket av andre menneskelige inngrep. Konnektivet innad i en elv og mellom elv og fjord er viktig for en rekke fiskearter som vandrer mellom oppvekstområder, foringsområder og gyteområder i løpet av livssyklusen (Pulg mfl. 2018, Ward mfl. 1999). Fysiske inngrep i nedslagsfeltet og landbruk kan også påvirke biologisk mangfold, biologisk produksjon og artssammensetning i Inngrepsfrie elver (Velle 2022, Dervo mfl. 2018). Fysiske inngrep oppstrøms og/eller nedstrøms og som ikke inngår i påvirkningsindeksen bør derfor noteres og benyttes for å justere lokalitetens kvalitet (se Tabell 9). Sur nedbør med påfølgende forsuring var en større trussel nasjonalt frem til årtusenskiftet, og er nå først og fremst en viktig påvirkningsfaktor i nedslagsfelt med naturlig lav bufferkapasitet og vann med høyt innhold av organiske syrer.

Verning av vassdrag i Norge er forsøkt gjennom verneplaner for vassdrag (1973, 1980, 1986, 1993, 2005 og 2009) som omfatter 389 objekter fra stillestående til rennende vann. Hensikten med verneplanen er å ta vare på et representativt utsnitt av norsk vassdragsnatur i helhetlige nedbørsfelt fra fjell til fjord. Vernet gjelder først og fremst mot vannkraftutbygging, men ifølge verneplanene skal det også tas hensyn ved andre inngrep. Flere av vassdragene som er omfattet av verneplanen er likevel modifisert, for eksempel gjennom flomsikring, infrastruktur, tømmerfløting eller annen utnyttelse av vannet til for eksempel vanning.

Kunnskapsstatus

Vi har relativt god kunnskap om fauna og flora i inngrepsfrie elver, for eksempel fremskaffet gjennom overvåkingen av referanseelver (Sandin mfl. 2021). Vi mangler likevel informasjon om opprinnelig fauna og flora, blant annet i referansevassdrag. Dette gjelder spesielt i anadrome strekninger av vassdragene, for eksempel når det gjelder opprinnelig tetthet av fisk, bunndyr eller oter (Sortland mfl. 2023). Erfaring fra testkartleggingen i 2022 og 2023 tilsier at vi mangler kunnskap om tilstanden i det som var antatt å være inngrepsfrie elver. Det var flere menneskelige inngrep i elvene enn forventet.

N18 Kalkrik bekk og liten elv

Generell informasjon

Naturtypen inkluderer elver og bekker som er temmelig kalkrike og kalkrike og som ligger i mindre nedbørsfelt. Kalkrike bekker og liten elv ligger på kalkrik berggrunn eller marin leire. De er enten klare, humuspåvirket eller leirepåvirket. Substrat, vannføring og vannhastighet kan variere mellom lokaliteter. Naturtypen er valgt fordi de er lite undersøkt, er leveområder for truede og nær truede arter, har høyt arts mangfold og inneholder sentrale områder knyttet til reproduksjon for vandrende arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning

I NiN 3.0 vil kalkrik elv og bekk inkludere Elvevannmassesystemer NA-FB03 som er en hovedtype i rennende vann. Alle elvebunnsystemer NA-O er også inkludert. Opprinnelig ble nedre grensen for kalkinnhold i kalkrik bekk og liten elv satt til 4 mg Ca/L. Modelleringen av naturtypen med nedre grense på 4 mg Ca/ L ga svært mange små bekker (ca. 90 000). Kartleggingen av et utvalg av disse viste svært varierende kalkinnhold (fra 4 til 74 mg Ca/L) som var relatert til mengden kalkrike bergarter i nedbørsfeltet. Det var også enkelte mellomstore elver som var kalkrike, f.eks. Vigga på Hadeland (74 mg Ca/L). Arts mangfoldet ved lokalitetene ble ikke grundig vurdert, men mindre bekker (< 2 m brede) virket artsfattige. Det er mer sannsynlig at mindre bekker påvirkes av tørke og innfrysing og har lavere biologisk mangfold enn større bekker. For å avgrense antallet lokaliteter av naturtypen skal den lokale miljøvariabelen KA Kalkinnhold være mer enn 12 mg/L, tilsvarende trinnene Temmelig kalkrikt, Svært kalkrikt og Ekstremt kalkrikt. Nedre og øvre grense for størrelse defineres av nedbørsfeltets størrelse (10-100 km²), og bekkens bredde skal være minst tre meter. Tre meter samsvarer kartverkets kategori, noe som gjør det mulig å modellere naturtypen.

Arts mangfold og naturvariasjon

Arts mangfold og naturvariasjon er dårlig kjent. Artsinnholdet vil variere i forhold til miljøgradientene (strøm, substrat, vannkjemi og biogeografi). Under testkartlegging ble det observert røde begroingsalger i Sløvikelva på Hadeland, som kan tyde på at det er egne tilpassede plante og dyresamfunn i disse systemene. Lokaliteter som er lite påvirket vil sannsynligvis være habitat for mange arter (Bækken 2015a, 2015b).

Påvirkning

Naturtypen er påvirket av regulering, infrastruktur, eutrofiering og fremmede arter.

Kunnskapsstatus

Artsinventar og respons på miljøvariabler i kalkrike elver og små bekker er lite undersøkt.

N19 Underjordisk elveløp

Generell informasjon

Naturtypen inkluderer elver og bekker som har sitt løp under bakken. Disse forekommer i lettoppløselige bergarter. Underjordisk elveløp er nært knyttet til landformen blind dal, og er da forlengelsen av denne. Naturtypen er valgt fordi underjordisk elveløp er en rødlistet naturtype (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning

I NiN3.0 inkluderes underjordisk elveløp i hovedtypen EL-A03 Elveløp i karstfjell, som er en hovedtype som omfatter elveløp i karstfjell. Elveløpstypen forekommer kun i karbonatbergarter som marmor og kalkspat og preges av ulike oppløsningsformer enten på overflaten eller i form av underjordiske løp. Underjordiske elveløp som går i rasmark er ikke inkludert i naturtypen. Det ble kartlagt tre underjordiske elveløp under testkartleggingen. Det var to små elver og en litt større bekk som kun ble kartlagt i inn- og utløpet. Kartlegging av denne typen er langt mer krevende enn andre naturtyper siden det forutsetter spesialutstyr og erfaring med dykking i grotter, og spesielt dersom hele grottesystemet skal kartlegges. For denne typen bør man ta utgangspunktet kartlegging som allerede er gjennomført av spesialister. Dette bør eventuelt settes ut som spesialoppdrag og ikke som en del av ordinær kartlegging. Typen er vanskelig å modellere.

Artsmangfold og naturvariasjon

Grotter har ikke egen primærproduksjon. Arter som er tilpasset et liv i mørke kan forekomme, men få arter er i stand til å leve i grotter. Arter i grotter deles i trogløxene arter (bruker grotte som oppholdssted – men kan ikke fullføre livssyklus i grotten), trogløfile arter (kan fullføre livssyklusen sin både i grotter og utenfor) og troglobionte arter (ekte hulefauna).

Påvirkning

Både kalkgrotter og underjordiske elveløp er rødlistet som landformer, henholdsvis som sårbar (VU) og nær truet (NT) (Erikstad mfl. 2018a, 2018b). Det antas at en stor andel av underjordiske elveløp ikke er i god tilstand, men det mangler detaljert informasjon (Øien og Lyngstad 2019). Underjordiske elveløp er påvirket av vassdragsregulering, flomsikring, kraftbygging og gruvevirksomhet. I tillegg er kjemiske oppløsningsformer truet av rekreasjon/turisme, både fra kunstig lys, CO₂ fra pust og mekanisk slitasje (Erikstad mfl. 2018b, 2018c).

Kunnskapsstatus

Forekomst av kalkgrotter og underjordiske elveløp er relativt godt dokumentert i Norge (Øien og Lyngstad 2019). Dyrelivet i grottene er relativt dårlig kartlagt, spesielt når det gjelder arter som lever i bekker og dammer i grottene (Arnekleiv og Dolmen, 1992).

N20 Varm kilde

Generell informasjon

I en varm kilde kommer det vann opp av bakken som er varmet opp av geotermisk energi. Gjennomsnittstemperaturen i kildevannet er betydelig høyere enn den årlige gjennomsnittstemperaturen i de øvre jordlagene, noe som resulterer i forskjeller i artssammensetningen. Naturtypen er valgt fordi det er en truet naturtype, fordi den er spesielt dårlig kartlagt og fordi den er leveområder for truede og nær truede arter (Velle mfl. 2021).

Geografisk avgrensning

I Norge finnes naturtypen kun på Spitsbergen. Disse er lokalisert innerst i Bockfjorden på Nordvest-Spitsbergen og ved Hornsund på Sørkapp. Vannets temperatur i Bockfjordens kilder varierer mellom 14 og 26°C, mens temperaturen i Hornsunds kilder ligger mellom 4 og 15°C. I NiN 3.0 klassifiseres varm kilde under hovedtypen Varm ferskvannskildebunn NA-OC02, som omfatter bunnen i elver og bekker som tydelig influeres av varmt kildevann. Varm ferskvannskildebunn er delt inn i ni grunntyper etter variasjon i de lokale miljøvariablene DK Dominerende kornstørrelse, JV Jordvarmeinnflytelse og FK Ferskvann med avvikende kjemisk sammensetning.

Artsmangfold og naturvariasjon

Høy temperatur og avvikende vannkjemi i de varme kildene gir opphav til artssammensetning bestående av truede og nær truede arter, for eksempel muslingkreps, kransalger og kjemotrofe (svoveloksiderende) bakterier (Brittain mfl. 2020). Filamenter av kjemotrofe mikroorganismer er svært viktig for næringskjeden, og gir blant annet næring til rundormer og andre organismer (Registad mfl. 2011). Varmen gjør at arter kan forekomme langt utenfor sitt normale utbredelsesområde.

Påvirkning

Varm kilde er rødlistet som kritisk truet (CR) (Arnesen mfl. 2018), og kalkavsetninger i de samme kildene er rødlistet som kritisk truet (CR) landform. Kildene er påvirket av tråkkaskader fra turister, og spesielt Jotunkildene (Arnesen mfl. 2018).

Kunnskapsstatus

Det er uklart i hvilken grad de kjemotrofe mattene slites bort av turister. Generell flora og fauna er lite undersøkt, bortsett fra registrering av kransalger i Trollkildene i Bockfjorden (Langangen m fl. 2020, Langangen 2000).

N21 Meromiktisk innsjø

Generell informasjon

En meromiktisk innsjø omfatter ikke-sirkulerende vannmasser nær bunnen av innsjøer, og som kjennetegnes ved lave konsentrasjoner eller fravær av oksygen og forekomst av spesielle kjemiske forhold. I de fleste innsjøer skjer det en omrøring (mer eller mindre kontinuerlig for grunne innsjøer, vår og høst for dypere innsjøer), hvor vann fra ulike dybder blander seg på grunn av temperaturvariasjoner og vind, noe som resulterer i at næringsstoffer og oksygen sirkulerer gjennom hele innsjøen. I en meromiktisk innsjø er denne blandingen begrenset fordi det dypere vannet (monimolimnion) forblir isolert fra de øvre lagene (miksolimnion) gjennom et vertikalt vannlag (kjemoklinen). Forholdene påvirker kjemisk sammensetning (salter, næringsstoffer, partikler, gasser, pH) og dermed biologien i innsjøen. Som et resultat blir de dypere lagene ofte oksygenfattige og er stabile på grunn av høy massetetthet. Meromiktiske innsjøer dannes under spesielle forhold som hindrer fullstendig blanding av vannlagene. Det er flere faktorer som kan bidra til dannelsen av slike innsjøer der faktorene kan opptre alene eller i kombinasjon:

1. Høy konsentrasjon av salter i de dypere vannlagene gjør vannet tettere og hindrer blanding med de øvre lagene. I Norge kan dette skje dersom en innsjø mottar tilstrømninger av saltvann (for eksempel gjennom grunnvann med høyt mineralinnhold eller sjøvann) eller om innsjøen har et lag med gammelt (relikt) sjøvann i monimolimnion som er rester av saltvannet i fjorder som har blitt avsnørt fra havet under landhevingen (Strøm 1959).
2. I innsjøer med høy tilførsel av næringsstoffer, for eksempel på grunn av landbruk eller annen menneskelig aktivitet, kan det oppstå en eutrofiering som fører til stor algedannelse. Når algene dør og synker til bunnen, kan nedbrytningen av organiske materialer forbruke oksygen i de dypere lagene, og gjøre det vanskelig for de øvre lagene å blande seg med de dypere.
3. Kjemiske forhold, som høye konsentrasjoner av mineraler og gasser (for eksempel jern, mangan, karbondioksid eller bikarbonat av kalsium), kan også stabilisere vannlagene ved å endre tettheten og dermed hindre konveksjon. Anrikningen er som regel forårsaket av bakterielle prosesser i innsjøens dypvann og sedimenter, og innsjøene betegnes da som biogent meromiktiske.
4. Innsjøer som er svært dype i forhold til overflaten, er mer sannsynlig å være meromiktiske. Her kan geografiske forhold begrense vindpåvirkning og omrøring.

Innsjøtypen ble valgt fordi den er sjelden og dårlig kartlagt i Norge. Den vil trolig rødlistes i 2025.

Geografisk avgrensning

I NiN 3.0 inkluderer Naturtypen A-FC04 Innsjø-vannmassesystemer preget av oksygenmangel. Meromiktiske innsjøer er ikke vanlig, og finnes hovedsakelig i Oslofeltet, i kupert barskogområder og nær kysten. De ligger ofte under marin grense (det høyeste nivået som havet nådde etter siste istid) i innsjøer der reliket sjøvann ligger igjen etter at innsjøen ble avgrenset fra sjøen på grunn av landheving (Strøm 1959), eller der det er innslag av saltvann fra sjøen. Ulike kilder nevner disse 23 meromiktiske innsjøene i Norge: Aurtjern (Ullensaker), Bakketjern (Akershus), Birkelandsvatn (Telemark), Birkelandsvatn (Rogaland), Blankvann (Oslo), Botnvatnet (Nordland), Gråvtjern (Akershus), Kilevann (Telemark), Kongressvatn (Spitsbergen), Ljøgodttjern, (Akershus), Nordbytjernet (Akershus), Rørholt fjorden (en del av innsjøen Toke; Telemark), Rørhopvatnet (Nordland), Salvatnet (Trøndelag), Skjennungen (Oslo), Skråttjern (Akershus), Store Åklungen (Oslo), Strandvatnet (Nordland), Svinsjøen (Asker), Transjøen (Akershus), Tronstadvann (Vest Agder), Vesle Bakketjern (Akershus), Vilbergtjern (Akershus) (Hongve 2016, Hongve 1980, Wikipedia, Store Norske leksikon).

Typen kan også forekomme der salt fra veilsalting danner et tungt lag mot bunnen av innsjøen. Dette gjelder for eksempel Apeltunvannet (Bergen; Pulg mfl. 2023). Statens Vegvesen oppgir i ulike kilder minst 42 veinære innsjøer som kan være veilsaltbetinget meromiktiske (se f. eks Saunes 2024). Det kan imidlertid være vanskelig å bedømme om innsjøene er naturlig meromiktiske eller om de er veilsaltbetinget meromiktiske.

Artsmangfold og naturvariasjon

I meromiktiske innsjøer finner man et variert dyre- og planteliv, som er tilpasset de spesifikke forholdene som oppstår mellom de ulike lagene av vann, spesielt i områder over og under kjemoklinen. Dette skaper et unikt økosystem i meromiktiske innsjøer, hvor organismer på begge sider av kjemoklinen er tilpasset sine respektive miljøforhold, og det i tillegg er arter som er tilpasset forholdet i kjemoklinen.

Over kjemoklinen (i mixolimnion) vil det være oksygen og ofte lys. Her finner man arter som er vanlige i innsjøer som ikke er meromiktiske (holomiktiske innsjøer), eks vannplanter, planteplankton, dyreplankton, bunndyr og fisk. I kjemoklinen lever arter som i større eller mindre grad kan tåle forholdene over og under kjemoklinen. Dette kan for eksempel være encellede organismer som protozoer, ciliater eller grønnalger. Arter som lever under kjemoklinen har spesifikke tilpasninger som gjør dem i stand til å overleve de ekstreme forholdene som lavt oksygeninnhold og høye konsentrasjoner av oppløste stoffer som sulfat og metan. Typiske organismer i disse lagene inkluderer anaerobe bakterier og protozoer. De anaerobe bakteriene bruker sulfat eller metan som energi i stedet for oksygen. Bakteriene kan delta i nedbrytning av organisk materiale, ofte under produksjon av svovelforbindelser eller metan. Protozoene også er involvert i nedbrytningen av organisk materiale. Klaveness og Løvhøiden (2007) gir en oversikt over livet i meromiktiske innsjøer.

Tilstand

Innsjøtypen kan bli truet dersom det skjer utslipp med en massetetthet større enn massetettheten til vannet i innsjøen, noe som fører til at det synker til bunnen og påvirker sammensetningen av det bunnvannet (Hongvne 2016). Spredt bosetning i nedbørfeltet er sannsynligvis ikke en vesentlig faktor. Derimot kan vassdragsutbygging og regulering påvirke strømninger og sirkulasjonsmønstre, og føre til at det stillestående bunnsjiktet blir blandet bort.

Kunnskapsstatus

Kunnskapsstatus er dårlig for meromiktiske innsjøer i Norge, både når det gjelder utbredelse, artssammensetning og trusler. Det er publisert noen få arbeider som omhandler meromiktiske innsjøer med detaljer for vannkjemi, stratigrafi og biologi, for eksempel Hongve (1980) og Klaveness og Løvhøiden (2007).

Takk

Vi ønsker å takke Hege Sangolt og Miljødirektoratet for et spennende oppdrag og godt samarbeid, Vegar Bakkestuen for utvikling og modellering av arealbruksindeksen for ferskvann og modellering av naturtypene, samt mange NiN-kartleggere for kartlegging av naturtypene og gode innspill på metode, og spesielt Finn Gregersen.

Referanser

- Aalberg Haugen, I.M., Kyrkjeeide, M.O., Bjerke, J.W, Brandrud, T.E., Hegre, H., Jokerud, M., Vange, V., Westergaard, K.B., Øien, D.-I., Myklebost, H., Hanssen, O., Hassel, K., Järnegren, J., Endrestøl, A., Lyngstad, A., Nordén, J., Dervo, B., Evju, M., Mjelde, M., Nordén, B., Christie, H., Gjershaug, J.O., Pedersen, B., Austrheim, G., Mattison, J., Ødegaard, F., Handberg, Ø.N, Magnussen, K, Bombu, S.V., Ruano, M., Daverdin, M., Jackson, C.R., Hanssen, F., Dervo, B., og Singsaas, F.T. 2019. Tiltak for å ta vare på truet natur: Kunnskapsgrunnlag for 90 truede arter og 33 truede naturtyper. NINA Rapport 1646. Norsk institutt for naturforskning.
- Arnesen, G., Hassel, K. og Elven, R. 2018. Varm kilde, Svalbard. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim.
- Artsdatabanken 2018. Norsk rødliste for naturtyper. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>
- Artsdatabanken 2021. Norsk rødliste for arter. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/>
- Artsdatabanken (2018). Fremmedartslista 2018. <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Bakkestuen, V., Dervo, B. K., Bærum, K.M. og Erikstad, L. 2022. Prediksjonsmodellering av naturtyper i ferskvann. NINA Rapport 2079. Norsk institutt for naturforskning.
- Bekkby, T., Rinde, E., Øie Kvile, K., Stenrud Brkljacic, M. Thormar, J., Mjelde, M., Gitmark, J. K., Moy, S. R., Schneider, S. Oug, E. 2022. Forslag til variabler for økologisk kvalitet for lokaliteter av forvaltningsrelevant marin natur. NIVA rapport Inr. 7797-2022. Norsk institutt for vannforskning.
- Blindheim, T. 2011. Faktaark for verneevaluering på naturtypenivå: Rik kulturlandskapssjø (E08). I: Blindheim, T., Thingstad, P.G. og Gaarder, G. (red.) 2011. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Dekning av naturtyper og arter. NINA-rapport 539.
- Brandrud, T.E. 1995. Vannvegetasjon i verneverdige grytehullsjøer på Romerike. Status, verneverdi og trusselfaktorer. NIVA rapport Inr. 3182.
- Brittain, J.E., Schartau, A.K. og Svenning M.-A. 2020. Biologiske mangfold i ferskvann på Svalbard: kunnskapsgrunnlag, påvirkninger og forslag til framtidig overvåking. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo. NVE rapport nr. 13/2020. 98 s.
- Brittain, J.E., Saltveit, S.J., Castella, E., Bogen, J., Bonsnes, T.E., Blakar, I., Bremnes, T., Haug, I, Velle, G. 2001. The macroinvertebrate communities of two contrasting Norwegian glacial rivers in relation to environmental variables. *Freshwater Biology* 46, 1723-1736. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00854.x>
- Bryn, A., Andersen, G. S., Bekkby, T., Bratli, H., Dervo, B., Dolan, M., Halvorsen, R., Haugland, B. T., Horvath, P., Naas, A. E., van Soest, T., Thormar, J., Wollan, A. K., Zink, P. 2023. Hovedveileder for feltbasert kartlegging. Terrestrisk, limnisk og marin naturvariasjon etter NiN (3.0).

- Bækken, T. 2015a. Kalkrike bekker og små elver. I: Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark 2015 - Ferskvann. Versjon 7. august 2015. Miljødirektoratet
- Bækken, T. 2015b. Middels kalkrike bekker og små elver. I: Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark 2015 - Ferskvann. Versjon 7. august 2015. Miljødirektoratet.
- Christie mfl. 2014: Hva bestemmer egenskaper og økologisk funksjon i ålegrasenger? NIVA rapport Inr. 6747-2014. Norsk institutt for vannforskning.
- Coulson SJ, Convey P, Aakra K, Aarvik L, Ávila-Jiménez ML, Babenko A, Biersma EM, Boström S, Brittain JE, Carlsson AM, Christoffersen K, De Smet WH, Ekrem T, Fjellberg A, Füreder L, Gustafsson D, Gwiazdowicz DJ, Hansen LO, Holmstrup M, Hullé M, Kaczmarek Ł, Kolicka M, Kuklin V, Lakka HK, Lebedeva N, Makarova O, Maraldo K, Melekhina E, Ødegaard F, Pilskog HE, Simon JC, Sohlenius B, Solhøy T, Søli G, Stur E, Tanasevitch A, Taskaeva A, Velle G, Zawierucha K, Zmudczyńska-Skarbek K (2014) The terrestrial and freshwater invertebrate biodiversity of the archipelagoes of the Barents Sea; Svalbard, Franz Josef Land and Novaya Zemlya. *Soil Biology and Biochemistry* 68, 440-470, <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.006>
- Dahle S. 2015. Kartlegging av sørlig metallvannymfe *Lestes dryas* i Hallingdal i 2014. *Insekt-Nytt* 40 (1/2): 59–64.
- Dervo, B.K., Pedersen, C. og Bærum, K.M. 2016. Tap av ynglelokaliteter for storsalamander i Norge. NINA Rapport 1014. Norsk institutt for naturforskning.
- Dervo, B.K., Bakkestuen, V., Mjelde, M., Walseng, B., Jensen, T. og Gregersen, F. 2020. Prediksjonsmodellering av forekomst av kalkdammer i Norge. NINA Rapport 1814. Norsk institutt for naturforskning.
- Dervo, B.K., Mjelde, M., Bakkestuen, V. 2022. Tilleggsnotat – trua natur. Datagrunnlag trua natur. Upublisert notat 27.2.2022.
- Dervo, B., Mjelde, M., Schartau, A. K. og Uglem, I. 2018a. Humøse kalkfattige innsjøvannmasser i dype innsjøer med sjikting, Ferskvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim.
- Dervo, B., Mjelde, M., Schartau, A.K. og Uglem, I. 2018b. Klare kalkfattige turbide innsjøvannmasser i små og/eller grunne innsjøer, Ferskvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (dato) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/36>
- Dervo, B., Mjelde, M., Schartau, A. K. og Uglem, I. 2018c. Elvevannmasser, Ferskvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (dato) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/33>
- Dervo, B. K., Zinke, P., Nygård, M., Bergene Strømme, A-S., Often, A., Mjelde, M., Vedum, T., Gjershaug, J.O. 2019. Våtmarksrestaurering i kroksjøer og evjer langs Storelva i Ringerike og Hole kommuner. NINA Rapport 1640. Norsk institutt for naturforskning.
- Direktoratsgruppen 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiserings-system for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2018.
- DN 2009. Handlingsplan for kalksjøer. Direktoratet for Naturforvaltning. DN-rapport 6-2011.
- Dolmen, D. 1992. Dammer i kulturlandskapet – makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. – NINA Forskningsrapport 20: 1-63.
- Dolmen, D., og Aagaard, K. 2003. Biologisk mangfold. Dammer i Nord-Trøndelag 2001 og 2002. NINA Temahefte 32.
- Edvardsen, A., Halvorsen, R., Bratli, H., Bryn, A., Dervo, B., Erikstad, L., Horvath, P., Simensen, T., Skarpaas, O., van Son, T.C. og Wollan, A.K. 2024. Natur i Norge. Variasjon satt i system. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Eikland, K.A., Gjelland, K.Ø., Lie, E.F., Solberg, I., Ambjørndalen, V.M., Lungrin, E., Dokk, J.G. 2023. Fiskeundersøkelser i store innsjøer i ØKOSTOR-programmet 2022. Miljødirektoratet-rapport M-2585|2023, NINA-rapport 2315. 80 s.

- Erikstad, L., Husteli, B., Dahl, R. og Heldal, T. 2018a. Elveslette, Landform. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim.
- Erikstad, L., Husteli, B., Dahl, R. og Heldal, T. 2018. Delta, Landform. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (dato) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/169>
- Erikstad, L., Husteli, B., Dahl, R. og Heldal, T. 2018c. Underjordisk elveløp, Landform. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim
- Erikstad, L., Husteli, B., Dahl, R. og Heldal, T. 2018d. Kalkgrotte, Landform. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (dato) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/232>
- Erikstad, L., Stabbetorp, O-E. og Halvorsen, G. 2010. Utkast til forvaltningsplan for Elstad landskapsvernområde, Ullensaker kommune - NINA Rapport 630.
- Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 2015. Faggrunnlag for naturtypen: Kroksjøer, flomdammer og meanderende elveparti. Januar 2015.
- Haande, S., Schartau, A.K., Dahl-Hansen, G., Demars, B., Dokk, J.G., Eikland, K.A., Gjelland, K.Ø., Hammenstig, D., Havn, T.B., Jensen, T.C., Lie, E.F., Lungrin, E., Mjelde, M., Persson, J., Saksgård, R., Solberg, I., Skjelbred, B., Solhaug Jenssen, M.T., Walseng, B. 2023. ØKOSTOR 2021: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-2333 | 2022, 173 s.
- Haase P, Bowler DE, Baker NJ, Bonada N, Domisch S, Garcia Marquez JR, Heino J, Hering D, Jähnig SC, Schmidt-Kloiber A, Stubbington R, Altermatt F, Álvarez-Cabria M, Amatulli G, Angeler DG, Archambaud-Suard G, Jorrín IA, Aspin T, Azpiroz I, Bañares I, Ortiz JB, Bodin CL, Bonacina L, Bottarin R, Cañedo-Argüelles M, Csabai Z, Datry T, de Eyto E, Dohet A, Dörflinger G, Drohan E, Eikland KA, England J, Eriksen TE, Evtimova V, Feio MJ, Ferréol M, Floury M, Forcellini M, Forio MAE, Fornaroli R, Friberg N, Fruget J-F, Georgieva G, Goethals P, Graça MAS, Graf W, House A, Huttunen K-L, Jensen TC, Johnson RK, Jones JI, Kiesel J, Kuglerová L, Larrañaga A, Leitner P, L'Hoste L, Lizée M-H, Lorenz AW, Maire A, Arnaiz JAM, McKie BG, Millán A, Monteith D, Muotka T, Murphy JF, Ozolins D, Paavola R, Paril P, Peñas FJ, Pilotto F, Polášek M, Rasmussen JJ, Rubio M, Sánchez-Fernández D, Sandin L, Schäfer RB, Scotti A, Shen LQ, Skuja A, Stoll S, Straka M, Timm H, Tyufekchieva VG, Tziortzis I, Uzunov Y, van der Lee GH, Vannevel R, Varadinova E, Várbíró G, Velle G, Verdonschot PFM, Verdonschot RCM, Vidinova Y, Wiberg-Larsen P, Welti EAR. 2023. The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature* 620, 582-588, <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06400-1>
- Halleraker, J. H., Bakken, T. H. og Larsen, T. 2022. Økosystembasert forvaltning og miljøforsvarlig drift av vannkraftanlegg i et EU-perspektiv. I S. Taubøll (red.), Vann, juss og samfunn – Rettigheter og regulering i utvikling (Kap. 12, s. 399–441). Cappelen Damm Akademisk. <https://doi.org/10.23865/noasp.176.ch12>Lisens: CC-BY 4.0
- Halvorsen, G., Storeid, S.-E., Sporsheim, P. og Walseng, B. 1994. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. NINA forskningsrapp. 57.
- Hellsten, S. 2001. Effects of lake water level regulation on aquatic macrophytes stands in northern Finland and options to predict these impacts under different conditions. *Acta Botanica Fennica* 171, 1-47.
- Hesthagen, T. og Østborg, G. 2002. Kartlegging av innsjøer med naturlige fiskesamfunn og fisketomme lokaliteter på Sørlandet, Vestlandet og i Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 724: 48pp.
- Hindar, K., Lars Robert Hole, Kyrre Kausrud, Martin Malmstrøm, Espen Rimstad, Lucy Robertson, Odd Terje Sandlund, Eva B. Thorstad, Knut Wiik Vollset, Hugo de Boer, Katrine Eldegard, Johanna Järnegren, Lawrence Kirkendall, Inger Måren, Anders Nielsen, Erlend B. Nilsen, Eli Rueness and Gaute Velle (2020). Assessment of the risk to Norwegian biodiversity and aquaculture from pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). Scientific Opinion of the Panel on Alien Organisms and Trade in Endangered Species (CITES). VKM report 2020:01, ISBN: 978-82-8259-334-2, ISSN: 2535-4019. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway.

- Hongve, D. Chemical stratification and stability of meromictic lakes in the Upper Romerike district. Schweiz. Z. Hydrologie 42, 171–195 1980. <https://doi.org/10.1007/BF02502433>
- Hongve, D. 2016. To norske innsjøtyper bør rødlistes! Vann 04, s 443-445.
- Høitomt, G. 2006. Ornitologisk rapport fra Dokkadeltaet naturreservat. Status for verneområdets fugleliv pr. 1.1.2006, Skogtjenester AS. Mars 2006. 40s.
- Johnsen, S. I., Museth, J., Sandlund, O. T. 2015a. Deltaområder som funksjonsområde for fisk – dynamiske systemer og fiskesamfunn. Vann 04, 347-357.
- Johansen, S., Museth, J. og Dokk, J.G. 2015b Kartlegging av viktige funksjonsområder for fisk i Gudbrandsdalslågen – NINA-Rapport 1173, 26 s.
- Kyrkjeeide, M. O., Evju, M., Pedersen, B., Magnussen, K., Dervo, B., Handberg, Ø. N., Bakkestuen, V., Mjelde, M., Brandrud, T. E., Jansson, U., Øien, D.-I., Gundersen, H., Lyngstad, A., Christie, H., Hamre, Ø. og Daverdin, M. 2022. Oppfølging av «Trua natur». Oppdaterte kunnskapsgrunnlag og forslag til videreutvikling av metodikk. NINA Rapport 2136. Norsk institutt for naturforskning.
- Kyrkjeeide, M. O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø. N., Evju, M., Øien, D. I., Myklebost, H. E., Aalberg Haugen, I. M., Jackson, C. og Thomassen, J. 2018. Tiltak for å ta vare på truet natur. NINA Rapport 1554. Norsk institutt for naturforskning.
- MacArthur, Robert H.; Wilson, E. O. (1967). The Theory of Island Biogeography. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Langangen, A. 2000. Charophytes from the warm springs of Svalbard. Polar Research. 19. 143 - 153. [10.1111/j.1751-8369.2000.tb00339.x](https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2000.tb00339.x).
- Langangen, A., Ballot, A. Nowak P. and Schneider, S.C. 2020. Charophytes in warm springs on Svalbard (Spitsbergen): DNA barcoding identifies Chara aspera and Chara canescens with unusual morphological traits, Botany Letters, 167:2, 179-186, DOI: 10.1080/23818107.2019.1672104
- Lods-Crozet, B., Lencioni, V., Olafsson, J.S., Snook, D.L., Velle, G., Brittain, J.E., Castella, E., Rossaro, B. 2001. Chironomid (Diptera : Chironomidae) communities in six European glacier-fed streams. Freshwater Biology 46, 1791-1809. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00860.x>
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Edvardsen H., Eikland Bækkelie, K.A., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Rustadbakken, A., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. 2016. ØKOSTOR: Basisovervåking av store innsjøer 2015. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-587 | 2016, 151 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2017. ØKOSTOR: Basisovervåking av store innsjøer 2016. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-815 | 2017, 197 s.
- Lyche Solheim, A., Schartau, A.K., Bongard, T., Bækkelie, K.A.E., Dokk, J.G., Edvardsen H., Fosholt Moe, T., Gjelland, K.Ø., Hobæk, A., Håvardstun, J., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., Walseng, B. 2018. ØKOSTOR 2017: Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-1086 | 2018, 193 s.
- 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 rapport M-1464 | 2019, 176 s.
- Museth, J., Dervo, B., Brabrand, Å., Heggenes, J., Karlsson, S., og Kraabøl, M. 2018. Storørret i Norge - Definisjon, status, påvirkningsfaktorer og kunnskapsbehov. NINA-rapport 1498, 97 s.

- Janssen, J.A.M. mfl. 2016. European Red List of Habitats Part 2. Terrestrial and freshwater habitats (book). European Union, 2016. ISBN 978-92-79-61588-7, doi: 10.2779/091372.
- Klaveness, D., Løvnhøiden, F. 2007. Meromictic Lakes as Habitats for Protists. In: Seckbach, J. (eds) *Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments. Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology*, vol 11. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6112-7_4
- Mjelde, M. 2014a. Handlingsplan for kalksjøer. Utredning av miljøkrav for kransalger og arter av tjønnaks i kalksjøer – videreføring. NIVA-rapport Inr. 6685-2014. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M. 2014b. Vannvegetasjon i brakkvann, med spesiell vekt på Gunneklevfjorden i Telemark. NIVA-rapport Inr 6767-2014.
- Mjelde 2014c. Faktaark: Brakkvannssjø. Revidert veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast pr. 25.11.2014.
- Mjelde, M. 2016. Oppsummering av kunnskap om kalksjølokaliteter som er «utvalgt naturtype». NIVA-rapport Inr. 6998-2016. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde M, Hvoslef S. 1985. Undersøkelser i Drammensfjorden 1982-84. Delrapport: Høyere vegetasjon. NIVA-rapport Inr. 1818.
- Mjelde, M., Berge, D., Edvardsen, H. 2012a. Kunnskapsgrunnlag for handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Norge. NIVA-rapport 6416-2012.
- Mjelde, M., Lombardo, P., Johansen, S.W., Berge, D. 2012b. Mass invasion of nonnative *Elodea canadensis* Michx. in a large, clear-water, species-rich Norwegian lake - Impact on macrophyte biodiversity. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 48: 225–240.
- Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 704: 141-151.
- Mjelde, M., Eriksen, T-E., Edvardsen H. 2016. Kartlegging av kroksjøer og flomdammer i Troms. NIVA-rapport nr 7004-2016.
- Mjelde, M., Dervo, B., Bakkestuen, V. og Thiemer, K. 2023. Status og overordnet plan for kalksjøer i Nordland. Rapport 7916-2023. Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M., og Dervo, B. K. (2022). Vannvegetasjon i ferskvann. Bakgrunnsrapport. NIVA-rapport.
- Pedersen, C. og Stokstad, G. 2012. Gårdsdammer - viktige biotoper. Fakta fra Skog og landskap; 11/2012
- Pearson, D. L. 1988. Biology of tiger beetles. *Annual Review of Entomology* 33:123-147.
- Pulg, U., Barlaup, B., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., E., Postler, C., Lehmann, G., Wiers, T., Skår, B., Normann, E., Fjeldstad, H.-P. Kroglund, F., Halleraker, J. 2023. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. NORCE LFI-rapport nr. 470 (5. utg). 10.13140/RG.2.2.21390.95043
- Pulg, U., Hauer, C., Stranzl, F.S., Hamper, R. J., Poster, C., Enqvist, M., Bjørklund, J., Velle, G., Bodin, C.L., Koizumi, S., Haugland, A. 2024. Miljøeffekter av flomsikring. NORCE LFI rapport 541.
- Reigstad, Laila Johanne, Steffen Leth Jorgensen, Stein-Erik Lauritzen, Christa Schleper, and Tim Urich 2011. Sulfur-Oxidizing Chemolithotrophic Proteobacteria Dominate the Microbiota in High Arctic Thermal Springs on Svalbard. *Astrobiology* 2011 11:7, 665-678.
- Reuss NS, Hamerlík L, Velle G, Michelsen A, Pedersen O, Brodersen KP (2013) Chironomids occupy several trophic levels within West Greenland lakes: Implications for food web studies. *Limnology & Oceanography* 58, 1023-1034. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.3.1023>
- Sandin, L., Thrane, J.E., Persson, J., Røst Kile, M., Bækkeli, K.A., Myrvold, K.M., Garmo, Ø.A., Grung, M., Calidonio, J.L.G, de Wit, H. og Moe, T.F. 2021. Overvåking av referanseelver - Utprøving av klassifiseringssystemet for basisovervåking i referansevassdrag. NIVA rapport L.NR. 7640-2021, M-2069|2021, 243 s.
- Sandlund, O. T., Hovik, S., Selvik, J. R., Øygarden, L. og Jonsson, B. 2006. Nedbørfeltorientert forvaltning av store vassdrag. NINA Temahefte 35. 80 s.

- Sandlund og Jonsson 2013. Navnet skjemmer ingen? Taksonomi, evolusjon og dilemmaer i forvaltning av ferskvannsfisk. Vann 01, s36-44.
- Sandvik, H., Taugbøl, A., Bærum, K.M., Hesthagen, T., Jensen, T.C., Johnsen, S.I., Schartau, A.K. og Walseng, B. 2020. Fremmede arter og vannforskriften. Metoder for å vurdere påvirkning fra fremmede organismer på økologisk tilstand i ferskvann. NINA Rapport 1845, 36 s.
- Saunes, H. 2024. Undersøkelse av veinære innsjøer. Innsjøundersøkelsen 2023. Statens Vegvesen rapporter Nr 974. 126 sider.
- Skei, J. K., Dervo, B. K., van der Kooij, J., og Kraabøl, M. (2010). Evaluering av registreringsmetoder for nasjonal overvåkning av storsalamander *Triturus cristatus* i Norge (NINA Rapport 589. Norsk institutt for naturforskning (NINA),
- Staubo, I., Carm, K., Høegh B. Å., L'Abée-Lund J. H., Solheim S. Å. 2019. Veileder nr 2-2019 Kantvegetasjon langs vassdrag, Norges vassdrags- og energidirektorat. 20 s.
- Strøm, K. 1959. innsjøenes verden. Universitetsforlaget.
- Spikkeland, I., Kasbo, R., Kjellberg, G., Opsahl, R. og Vaaler, J.P. 2010. Nye lokaliteter for naturlig forekommende istidsimmigranter (istidsrelikter) i Haldenvassdraget, og oppsummering av forekomsten i Norge. Natur i Østfold 29(1-2): 34-40.
- Spikkeland, I., Kasbo, R., Kjellberg, G., Nilssen, J.P., Opsahl, R. og Vaaler, J.P. 2012. Nye observasjoner av istidsimmigranter ("istidsrelikter") i Haldenvassdraget, og oppdatering av forekomstene i Norge. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernnavdelingen, rapport 2/2012:185-201.
- Sortland, L. K., Lennox, R. J., Velle, G., Vollset, K. W., og Kambestad, M. 2023. Impacts of predation by Eurasian otters on Atlantic salmon in two Norwegian rivers. *Freshwater Biology*, 68, 1176–1193. <https://doi.org/10.1111/fwb.14095>
- Velle, G., Brodersen, K.P., Birks, H.J.B., Willassen E. 2012. Inconsistent results should not be overlooked: A reply to Brooks et al. (2012). *The Holocene* 22, 1501-1508. <https://doi.org/10.1177/0959683612449765>
- Velle, G., Brodersen, K.P., Birks, H.J.B., Willassen, E. 2010. Midges as quantitative temperature indicator species: lessons for palaeoecology. *The Holocene* 20, 989-1002. <https://doi.org/10.1177/0959683610365933>
- Velle, G. 2022. Effekter av regulering på bunndyr. NORCE LFI rapport 434, Miljødirektoratet rapport M 2377|2022. NORCE Bergen. ISSN 1892-8889, 65 s.
- Velle, G., Dervo, B., Erikstad, L., Mjelde, M., Schartau, A.K., Skarbøvik, E. 2021. Forslag til naturtyper prioritert for kartlegging i ferskvann. NORCE LFI-rapport 418, Miljødirektoratet rapport M-2050|2021. Norwegian Research Center LFI, Bergen, 66 s.
- Velle G, mfl. 2021b. Assessment of the risk to Norwegian biodiversity from import and keeping of crustaceans in freshwater aquaria. Scientific Opinion of the Panel on Alien Organisms and trade in Endangered Species (CITES) of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM report 2021:02, Oslo, Norway.
- Velle, G., Skoglund, H. og Barlaup, B.T. 2022 Effects of nuisance submerged vegetation on the fauna in Norwegian rivers. *Hydrobiologia* 849, 539–556. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04465-x>
- Velle, G., Thorstad, E.B., Garseth, A.H., Gjøn, T., Gulla, S., Lo, H., Mo, T.A., Malmstrøm, M. 2025. Balancing the restoration of a native fish and the risks of hitchhiking invasive species. *Management of Biological Invasions* 16(1): 247–276, <https://doi.org/10.3391/mbi.2025.16.1.15>
- Økland, J. og Økland, K.A. 1999. Vann og vassdrag 4. Dyr og planter: Innvandring og geografisk fordeling. – Vett og Viten, Nesbru.
- Øien, D.-I. og Lyngstad, A. 2019. Bevaringsstatus for fire naturtyper listet under Bernkonvensjonen. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2019-12: 1-54.

Vedlegg

Tabell A.1. Fremmede ferskvannssarter som er risikovurdert for mulig trussel mot biologisk mangfold i Norge (fra Sandvik mfl. 2020). Forekomst av arter med moderat økologisk effekt (3) gir moderat tilstand og arter med høy økologisk effekt (4) gir dårlig tilstand. Vannforek. angir antall vannforekomster der denne arten er funnet (per 31.1.2020); Etabl.år viser året da arten først ble funnet i Norge; Risikokateg. viser økologisk risiko forbundet med arten (LO= lav, HI= høy, SE = svart lav, NR= ikke risikovurdert); Inv.pot. og Økol.effekt viser invasjonspotensialet og økologisk effekt og er angitt på en skala fra 1 (lavest til 4 (høyest))

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Vannforek.	Etabl. år	Risiko-kateg.	Inv.-pot.	Økol. effekt
Fisker						
Dvergmalle	<i>Ameiurus nebulosus</i>	2	1890	LO	2	1
Gullfisk	<i>Carassius auratus</i>	20	1870	HI	4	2
Karpe	<i>Cyprinus carpio</i>	73	1840	HI	4	2
Sandkryper	<i>Gobio gobio</i>	7	1991	LO	2	1
Rødgjellet solabbor	<i>Lepomis gibbosus</i>	21	2004	LO	2	1
Regnlauve	<i>Leucaspis delineatus</i>	4	1997	LO	2	1
Pukkellaks	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	94	1958	HI	4	2
Regnbueørret	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	43	1910	HI	4	2
Bekkerøye	<i>Salvelinus fontinalis</i>	115	1883	LO	2	1
Kanadarøye	<i>Salvelinus namaycush</i>	57	1971	LO	3	2
Suter	<i>Tinca tinca</i>	106	1810	HI	3	3
Regionalt fremmede fisker						
Gjedde	<i>Esox lucius</i>	340	—	SE	4	3
Ørekyt	<i>Phoxinus phoxinus</i>	2 864	—	SE	4	4
Mort	<i>Rutilus rutilus</i>	44	—	HI	3	3
Gjørs	<i>Sander lucioperca</i>	4	—	NR	—	—
Sørv	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	130	—	SE	4	3
Krepsdyr						
Mysis (pungreke)	<i>Mysis relicta</i>	7	—	HI	2	3
Signalkreps	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	14	2008	SE	4	4
Parasitter						
Krepsepest	<i>Aphanomyces astaci</i>	62	1971	SE	4	4
Gyro	<i>Gyrodactylus salaris</i>	155	1975	SE	3	4
Karplanter						
Vasspest	<i>Elodea canadensis</i>	153	1925	SE	4	4
Smal vasspest	<i>Elodea nuttallii</i>	7	2005	SE	3	4

Tabell A.2. Fiskearter som foretar regelmessige vandringer mellom saltvann og ferskvann, eller mellom innsjø og elv (langtvandrende fiskearter).

Navn (populært)	Latinsk artsnavn	Økologi
Sjørørret	<i>Salmo trutta</i>	Anadrom; gyter i ferskvann (elv), tilbringer deler av livssyklus i sjø
Sjørøye	<i>Salvelinus alpinus</i>	Anadrom; gyter i ferskvann (elv), tilbringer deler av livssyklus i sjø
Laks	<i>Salmo salar</i>	Anadrom; gyter i ferskvann (elv), tilbringer deler av livssyklus i sjø
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	Katadrom; gyter i sjøen, ernærer seg i ferskvann (innsjø, elv)
Storørret	<i>Salmo trutta</i>	Gyter i bekk/elv og tilbringer ofte deler av livet i innsjø.
Gjørs	<i>Stizostedion lucioperca</i>	Gyter i bekk/elv eller innsjø og tilbringer ofte deler av livet i innsjø. Kan tilbakelegge store strekninger
Lagesild	<i>Coregonus albula</i>	Stimfisk, store og dype innsjøer, kompliserte vandringer
Harr	<i>Thymallus thymallus</i>	Gyter i bekk/elv, periodiske vandringer opp og ned elver og bekker
Havniøye	<i>Petromyzon marinus</i>	Anadrom; gyter i ferskvann (elv), tilbringer deler av livssyklus i sjø