NVE

RAPPORT

Nr. 13/2020

Biologisk mangfold i ferskvann på Svalbard: kunnskapsgrunnlag, påvirkninger og forslag til framtidig overvåking

John E. Brittain, Ann Kristin Schartau og Martin-A. Svenning

NINA
Norsk institutt for naturforskning

Rapport nr. 13/2020
Biologiske mangfold i ferskvann på Svalbard : kunnskapsgrunnlag, påvirkninger og forslag til framtidig overvåking

Utgitt av: Norges vassdrags- og energidirektorat

Forfatter: John E. Brittain[1,3], Ann Kristin Schartau[2] og Martin-A. Svenning[2]

[1]Norges vassdrags- og energidirektoratet (NVE)
[2]Norsk institutt for naturforskning (NINA)
[3]Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo

Forsidefoto: Bayelva: et brevassdrag i nærheten av Ny-Ålesund. Foto: John E. Brittain

ISBN: 978-82-410-2016-2
ISSN: 1501-2832

Trykk: NVEs hustrykkeri

Opplag: 50

Sammendrag: Ferskvannssystemene på Svalbard er utsatt for en rekke påvirkninger som klimaendringer, eutrofiering, lokal og global forurensing, fysiske inngrep, beskatning og annen menneskelig aktivitet som kan endre det biologiske mangfoldet. Kunnskapen om ferskvannsøkosystemene på Svalbard er imidlertid svært mangelfull, og formålet med denne rapporten er å beskrive kunnskapsstatus og påvirkninger for biologisk mangfold i ferskvann på Svalbard, samt å foreslå egnede overvåkingslokaliteter og metodikk for framtidig overvåking.

Emneord: Svalbard, elver, innsjøer, biologisk mangfold, overvåking, klimaendringer, forurensning, inngrep

Norges vassdrags- og energidirektorat

Middelthunsgate 29

Postboks 5091 Majorstuen

0301 Oslo

Telefon: 22 95 95 95

E-post: nve@nve.no

Internett: www.nve.no

april, 2010

Innhold

Forord **5**

Sammendrag **6**

Summary **8**

1 Innledning **10**

2 Ferskvannssystemene på Svalbard **12**

2.1 Generelt om ferskvannssystemene 12
2.2 Elver og bekker 12
2.2.1 Fysiske, kjemiske og hydromorfologiske forhold 12
2.2.2 Biologiske forhold i bekker og elver 19
2.3 Innsjøer og dammer 22
2.3.1 Fysiske, kjemiske og hydromorfologiske forhold 22
2.3.2 Biologiske forhold i innsjøer og dammer 29
2.4 Ferskvannsfisk på Svalbard 33
2.5 Kilder 36

3 Påvirkninger og økologiske effekter **39**

3.1 Klimaendringer 39
3.2 Eutrofiering 43
3.3 Langtransporterte forurensninger 44
3.4 Beskatning 46
3.5 Fremmede arter 49
3.6 Inngrep i vassdrag – hydromorfologisk påvirkning 49
3.7 Gruvedrift 51
3.8 Turisme og forsking 51

4 Anbefalinger for fremtidig overvåking **53**

4.1 Kriterier for utvelgelse av overvåkingslokaliteter 53
4.1.1 Generelt 53
4.1.2 Miljøgradienter og menneskeskapte påvirkninger 53
4.1.3 Typologi 54
4.1.4 Tidligere undersøkelser og datagrunnlag 56
4.1.5 Tilgjengelighet og logistikk 56
4.1.6 Aktuelle overvåkingslokaliteter 57
4.1.7 Prioriterte elver 57
4.1.8 Prioriterte innsjøer 61
4.2 Kvalitetselementer og parametere – elver 65
4.2.1 Biologiske parametere 65
4.2.2 Hydromorfologiske og vannkjemiske støtteparametere 66
4.3 Kvalitetselementer og parametere – innsjøer 68
4.3.1 Biologiske parametere 68
4.3.2 Hydromorfologiske og vannkjemiske støtteparametere 69

5 Kunnskapsbehov **72**

6 Referanser **73**

7 Vedlegg **74**

7.1 Ferskvann på Svalbard - litteraturoversikt 74

7.2 Oversikt over elver og innsjøer med data 90
7.3 Biologisk feltmetodikk 93

Forord

Denne rapporten er en del av Circumpolar Biodiversity Monitoring Programme (CBMP) som ligger under Arktisk Råds[1] Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF). CBMPs målsetting er å utvikle et overvåkingsprogram for å registrere og overvåke biodiversitet i ulike arktiske habitater. For ferskvann er dette arbeidet underlagt 'Freshwater Ecosystem Monitoring Group' (FEMG), med respektive nasjonale ekspertgrupper; National Freshwater Expert Network (FEN).

I 2019 utga CAFF 'State of Arctic Freshwater Biodiversity Report', som omhandler status for biologisk mangfold i ferskvann for hele Arktis. Denne rapporten omhandler kun ferskvann på Svalbard. Hovedmålet er å gi en detaljert beskrivelse av status for biologisk mangfold, samt foreslå framtidig overvåking i ferskvannslokaliteter på øyriket. Arbeidet er basert på en sammenstilling av eksisterende kunnskap fra både vitenskapelige publikasjoner og rapporter, og i mindre grad på analyser av eksisterende data.

Gjennomføring av det faglige arbeidet er organisert som et prosjekt med deltakere fra den norske arbeidsgruppen av Freshwater Expert Network (N-FEN); Ann Kristin Schartau og Martin-A. Svenning (Norsk institutt for naturforskning; NINA), John Brittain og Kjetil Melvold (Norges vassdrags- og energidirektoratet; NVE), Marit Mjelde og Nikolai Friberg (Norsk institutt for vannforskning; NIVA) og Jan Idar Solbakken (Samisk Høgskole, Kautokeino). Steinar Sandøy (Miljødirektoratet) har vært miljøforvaltningens kontaktperson og har bidratt til at arbeidet er blitt koordinert mot annen, relevant aktivitet innenfor norsk vassdragsforvaltning. Vi vil takke Marit Mjelde og Birger Skjelbred (NIVA) som har bidratt med innspill til rapporten om Svalbards ferskvannsflora.

Prosjektet er i hovedsak finansiert via Svalbard Miljøvernfond, men også med bidrag fra Miljødirektoratet, NVE, NINA og NIVA.

Rapporten er forfattet av John E. Brittain (prosjektleder), Ann Kristin Schartau og Martin-A. Svenning. Forfatterne er faglig ansvarlig for de konklusjoner og anbefalinger som fremkommer i rapporten.

Oslo, mars 2020

Ingunn Åsgard Bendiksen

Direktør

Tilsyns og beredskapsavdeling

Mari Hegg Gundersen

Seksjonssjef

Miljøtilsyn vassdragsanlegg

[1] Arktisk råd er det eneste regionale samarbeidsforumet som omfatter alle de åtte arktiske landene, dvs. Canada, Danmark/Grønland/Færøyene, Finland, Island, Norge, Russland, Sverige og USA. Rådet ble etablert i 1996 og sekretariatet ligger i Tromsø. Under Arktisk råd er det etablert seks arbeidsgrupper, derav gruppen for bevaring av arktisk naturmangfold:' Conservation of Arctic Flora and Fauna' (CAFF). Under denne arbeidsgruppen finnes et sirkumpolart overvåkings-program for biologisk mangfold: 'Circumpolar Biodiversity Monitoring Program' (CBMP).

Sammendrag

Ferskvannssystemene på Svalbard er utsatt for en rekke påvirkninger som klimaendringer, eutrofiering, lokal og global forurensing, fysiske inngrep, beskatning og annen menneskelig aktivitet som kan endre det biologiske mangfoldet. Kunnskapen om ferskvannsøkosystemene på Svalbard er imidlertid svært mangelfull, og formålet med denne rapporten er å beskrive status og påvirkninger for biologisk mangfold i ferskvann på Svalbard, samt å foreslå egnede overvåkingslokaliteter og metodikk for framtidig overvåking.

De dominerende vannforekomstene på Svalbard består av grunne dammer og småvann dannet av permafrost. Videre finnes anslagsvis et par hundre innsjøer på øyriket, samt mange elver og bekker som på grunn av permafrosten og det kalde klimaet kun har vannføring 2-4 måneder i året. De fleste vannforekomstene finnes på vestsiden av øygruppa, da hoveddelen av de østre områdene er dekket av isbreer. Nesten hele Svalbard var nediset under siste istid, og representerer noen av de mest isolerte øyene i Polhavet. Innvandring av ferskvannsorganismene har derfor skjedd etter istiden. Den sterke isolasjonen, i kombinasjon med det høy-arktiske klimaet, har derfor ført til et lavt biologisk mangfold med dominans av kuldetilpassede arter.

Breene står for over 50% av avrenningen til vassdragene, men det finnes en del små vassdrag, særlig langs kysten, som har nedbør og/eller snøsmelting som kilde. På grunn av permafrosten er grunnvann lite utbredt, men det finnes vassdrag som er grunnvannspreget. Det finnes også enkelte varme kilder, spesielt ved Bockfjorden, nord på Spitsbergen. Brevassdragene har ofte stor vannføring i smeltesesongen, fører med seg mye sediment og er svært kalde, mens andre typer vassdrag har klarere vann og høyere temperaturer. De fleste vassdrag er næringsfattige, men vassdrag under fuglefjell har høyere konsentrasjoner av næringssalter. I rennende vann finner vi også begroingsalger (særlig kiselalger og blågrønnbakterier) og bekkemoser. Faunen i elever og bekker er dominert av fjærmygg, særlig underfamilien Diamesinae med mange kaldtvannstilpassede arter, men i vassdrag som ikke er preget av bretilførsel, kan underfamilien Orthocladiinae opptre i større mengder.

Innsjøer på Svalbard er som regel svært kalde og stort sett dekket av is ni til ti måneder i året. Isen er tykk, men ofte relativt gjennomsiktig på grunn av lite snø, og det meste av primærproduksjonen foregår under isen. Litt forenklet kan innsjøene deles i to hovedtyper. Bresjøene har isbreer i nedslagsfeltet, og bresmeltingen sommerstid gir svært lave vanntemperaturer og siktedyp på bare noen få cm. Klarvannsjøene er ikke, eller kun i begrenset grad, påvirket av isbreer og har normalt høyere sommervanntemperatur og siktedypet er på flere meter. Grunne dammer som ikke påvirkes av brevann har ofte forholdsvis høye temperaturer om sommeren, mens mange bunnfryser om vinteren. På grunn av sedimentære bergarter har mange innsjøer et svært høyt innehold av løste ioner. Små tundradammer kan også ha et høyt innehold av ulike salter på grunn av nærhet til sjøen, samt høye fosforkonsentrasjoner grunnet store tettheter av gjess som oppholder seg på Svalbard i sommermånedene. Planteplanktonsammensetningen varierer mye, men grønnalger, gulalger og kiselalger forekommer ofte. Kransalger er registrert i Trollkjeldane, en av flere varme kilder. Vannplantene er for øvrig lite ettersøkt på Svalbard, men mye tyder på at disse har liten utbredelse. Enkelte innsjøer vil kunne ha små forekomster av kransalger, vannmoser evt. en og annen karplante. Det finnes en relativt artsrik fauna av hjuldyr og krepsdyr på Svalbard og de alle fleste arter har en sirkumpolar utbredelse. Blant insektene er fjærmygg dominerende og det er ingen registreringer av snegl eller muslinger på Svalbard. Verdens nordligste ferskvannsfisk, røye, er eneste fisk som lever og reproduserer i vassdrag på Svalbard. Den finnes i to hovedformer, stasjonærrøye som lever hele livet i innsjøen og sjørøye som foretar næringsvandringer ut i havet om sommeren.

Ut fra eksisterende kunnskapsgrunnlag og et sett utvelgelseskriterier, har vi foreslått konkrete vannforekomster for overvåking av ferskvann på Svalbard. Vi har også foreslått hvilke kvalitetselementer og parametere som bør overvåkes, samt biologisk feltmetodikk. Selv om vi av praktiske årsaker nå kun har prioritert lokaliteter på Spitsbergen, er det svært viktig den framtidige overvåkingen også omfatter Nordaustlandet og andre deler av Svalbard.

Summary

Freshwater systems on the Svalbard archipelago are vulnerable to several threats such as climate change, eutrophication, local and global pollution, physical changes, harvesting and other human activities. However, our knowledge of Svalbard's freshwater ecosystems is lacking, and the aim of this report is to describe the status and influences on biological diversity in addition to proposing appropriate localities and methods for future monitoring.

Shallow pools and small lakes formed by permafrost dominate the freshwaters. There are also about a couple of hundred lakes as well as many rivers and streams that only flow 2-4 months a year on account of the permafrost. Most of the water bodies are on the western parts of the archipelago as most of the eastern areas are covered by glaciers. Most of Svalbard was covered in ice during the last Ice Age and represents some of the most isolated islands in the Polar Ocean. Immigration of freshwater organisms has therefore taken place after the Ice Age. The isolation in combination with the High Arctic climate has led to low biological diversity and a dominance of cold adapted organisms.

Glaciers account for 50% of the runoff, but there are many small watercourses, especially along the coast that have precipitation and/or snowmelt as their source. On account of permafrost groundwater is less common, although there are streams that are influenced by groundwater. There are also a few warm springs, especially in Bockfjorden, north on Spitsbergen. Glacial rivers usually have high discharge, very low temperatures and carry high sediment loads during the melt season, while other watercourses have clearer waters and higher temperatures. Most watercourses are poor in nutrients, although those under bird cliffs have higher concentrations of nutrients. Periphyton, especially diatoms and blue-green bacteria, as well as aquatic mosses are common in running waters. The fauna in running water is dominated by Chironomidae, especially the subfamily Diamesinae with many cold-water species, although in non-glacial streams the subfamily Orthocladiinae are abundant.

Lakes on Svalbard are usually very cold and ice covered 9-10 months a year. The ice is thick, but often relatively transparent because of little snow, such that much of primary production occurs under the ice. Somewhat simplified lakes can be divided into two main types. Glacial lakes have glaciers in their catchment and glacial runoff in summer leads to very low temperatures and a Secchi depth of only a few centimetres. Clear water lakes are not, at least to a limited extent, not influenced by glacial runoff and have higher summer temperatures and a Secchi depth of several metres. Shallow pools that are not glacially influenced often have relatively high temperatures in summer, but many freeze to the bottom in winter. On account of sedimentary rocks many lakes have a very high ionic content. Small tundra ponds can also have a high content of various salts owing to their closeness to the sea, as well as high phosphorous concentrations on account of high densities of geese that are on Svalbard during summer. The phytoplankton community varies considerably, but Chlorophyta, Chrysophyceae and Bacillariophyceae are common. Charophyta have been recorded in Trollkjeldane, one of the warm springs. Macrophytes have been poorly studied, but they are likely to be rare. Some lakes may have mosses. Svalbard has a relatively rich fauna of rotifers and crustaceans and most species have a circumpolar distribution. Among the insects, chironomids dominate, but no Mollusca have been recorded. The most northerly freshwater fish, Arctic charr, is the sole fish species that lives and reproduces on Svalbard. The charr occur in two main forms, resident that spend their whole life in a lake and anadromous that undertake food migrations out to sea during the summer.

From existing knowledge and a set of criteria we have proposed specific water bodies for freshwater monitoring on Svalbard. We have also suggested which quality standards and

parameters should be monitored, together with suggested field methods. Although for practical reasons we have given priority to water bodies on Spitsbergen, it is important that future monitoring also includes Nordaustlandet and other parts of Svalbard.

1 Innledning

Arktiske økosystemer spiller en avgjørende rolle i jordens fysiske, kjemiske og biologiske prosesser, De er også av grunnleggende økonomisk og kulturell betydning for mennesker. Elver og innsjøer i Arktis, og deres biologiske mangfold, er under økende trussel fra menneskelig aktivitet, gjennom både økt ressursbeskatning, forurensinger og klimaendringer. Det er blant annet forventet vesentlig større klimaendringer i Arktis enn andre steder på kloden. Lufttemperaturen vil øke både sommer- og vinterstid, det samme vil nedbøren (Hanssen-Bauer mfl. 2019). Kunnskapen om effektene av klimaendringene på de ulike økologiske systemene i Arktis, er imidlertid svært mangelfull.

For å kunne påvise eventuelle endringer i biologisk mangfold i Arktis har Miljøforvaltningen i de arktiske landene tilkjennegitt et behov for å dokumentere dagens status for flora og fauna. I denne sammenhengen har Arktisk råds arbeidsgruppe om bevaring av naturmangfold (CAFF), samt overvåkningsprogrammet for biodiversitet i Arktis i regi av CAFF, utarbeidet en plan eller et rammeverk (Arctic Freshwater Monitoring Plan; se Culp mfl. 2012) for å koordinere ferskvannsovervåkingen i Arktis. Dette rammeverket baserer seg på at en ved hjelp av eksisterende kunnskap skal definere nåværende status over biologisk mangfold i Arktis, samt bidra med kunnskap om utvikling i både historisk og nyere tid.

Svalbard omfatter den norsk-arktiske øygruppa som strekker seg fra Bjørnøya i sør til den lille Rossøya i nord, dvs. fra ca. 71-81°N. I denne rapporten tar vi imidlertid kun for oss Svalbard innenfor breddegradene 76-81°N, bestående av de fire store øyene; Spitsbergen, Nordaustlandet, Barentsøya og Edgeøya, samt flere av de mindre øyene (Figur 1-1), dvs. at Bjørnøya ikke er inkludert. Arealet av Svalbard er ca. 60 000 km^2 og rundt 60 % av landarealet er dekket av isbreer. Den høyeste fjelltoppen rager 1 713 moh., mens vel 40 % av øyriket ligger lavere enn 300 moh. Det finnes fem nasjonalparker på Svalbard, samt seks store naturreservater, 15 fuglereservater og ett geotopvernområde.Ingen andre steder i Nord-Europa finnes et slikt mangfold av geologiske formasjoner som på Svalbard, og ingen andre steder er så mange geologiske tidsepoker representert. De yngste bergartene fra tertiær finnes i de sentrale og sørlige deler av Spitsbergen. Disse lagene er omgitt av formasjoner fra trias, jura og kritt, og videre mot vest og nord finnes avsetninger fra perm-silur. Disse bergartene gir en vannkvalitet med relativt høyt kalsiuminnhold og høy bufferkapasitet. I de nordlige og vestlige delene av Svalbard er geologien dominert av granittiske bergarter tilhørende den Kaledoniske fjellkjeden (Winsnes 1988). Disse bergartene forvitrer langsomt og gir opphav til kalkfattig vannkvalitet.

Det er svære platåbreer på øyriket, hovedsakelig i nordøst-Spitsbergen og Nordaustlandet. På vest-Spitsbergen stikker vanligvis spisse fjelltopper opp fra isen og det også forekommer en rekke større og mindre dalbreer, som mange steder når helt ned til havflaten. Lange strekninger av kysten, særlig på vestsiden av Spitsbergen, har tydelig strandflate. Det finnes flere store, brede daler formet av isbreene, særlig i de indre fjordstrøk på det vestlige Spitsbergen.

Vestspitsbergenhavstrømmen, er en gren av Atlanterhavsstrømmen, og flyter nordover langs vestkysten av Spitsbergenkysten og har stor betydning for klimaet på Svalbard, og da spesielt på vestsiden av Spitsbergen. Den varme havstrømmen fører til at Svalbard er betydelig mildere og våtere enn andre arktiske områder på samme breddgrad. Middeltemperaturen i Longyearbyen har steget jevnt fra ca. -6 ^{o}C tidlig på 1990-tallet til i overkant av -2 ^{o}C de siste årene (Hanssen-Bauer mfl. 2019). Det er imidlertid store temperaturforskjeller mellom de sørøstlige sammenlignet med de nordøstlige områdene (Førland mfl. 2010). Om vinteren varierer middeltemperaturen fra rundt -10 ^{o}C langs vestkysten av Spitsbergen til under -20 ^{o}C i de nordøstlige områdene.

Figur 1-1. Kart over Svalbard (uten Bjørnøya) med bosettinger.

Årlig nedbørmengde er også svært lav på Svalbard (ca. 200-400 mm) fordi luftmassene vanligvis har lavt vanninnhold og liten vertikal instabilitet (Loeng mfl. 2010). Mesteparten av nedbøren kommer med polare østlige vinder fra Barentshavet og faller hovedsakelig som snø. Det faller vesentlig mer nedbør langs vestkysten av Spitsbergen, enn i de indre fjordstrøkene (Hanssen-Bauer mfl. 2019).

Den globale oppvarmingen på Svalbard gir økning av lufttemperaturen, særlig på vinteren, samt hyppigere episoder med kraftig nedbør (Hansen mfl. 2014; Hanssen-Bauer mfl. 2019). Dette påvirker vassdragene gjennom endret tilsig og endret vanntemperatur på sommeren (Haldorsen mfl. 2010; Nowak og Hodson 2013; Hanssen-Bauer mfl. 2019). Lysforholdene på Svalbard er spesielle med total mørke på vinteren og midnattssol fra slutten av april til siste del av august. Dette har innvirkning på ferskvannsøkosystemer på Svalbard.

Mindre enn 400 km^2 (0,6 %) av Svalbard er dekket av ferskvann, der de dominerende vannforekomstene består av grunne (1-2 m dype) dammer og småvann dannet av permafrost. Videre finnes anslagsvis et par hundre innsjøer på øyriket, samt mange elver og bekker som på grunn av permafrosten og det kalde klimaet bare er åpne bare 2-4 måneder i året. De fleste vannforekomstene finnes på den vestre siden av øygruppa, da hoveddelen av de østre områdene er dekker av isbreer. Nesten hele Svalbard var nediset under siste istid (Landvik mfl. 2003), og representerer noen av de mest isolerte øyene i Polhavet. Innvandring av ferskvannsorganismene har derfor skjedd etter istida, i hovedsak via havet, men også via luftstrømmer. Isolasjonen, i kombinasjon med det høy-arktiske klimaet, har derfor formet ferskvannslokaliteter med lavt biologisk mangfold.

Kunnskapen om ferskvannsøkosystemene på Svalbard er svært mangelfull, men i lys av de til dels store endringene som har funnet (og finner) sted i Arktis er det viktig å sammenfatte eksisterende kunnskap, for å kunne utarbeide rammer og innhold i den fremtidige overvåkingen av ferskvannssystemene på øyriket. I denne rapporten har vi derfor beskrevet status for ferskvannssystemene på Svalbard, inkludert både fysiske og kjemiske forhold, samt det biologiske mangfoldet. Vi har basert dette arbeidet på kunnskap formidlet gjennom både internasjonalt publiserte artikler, nasjonale rapporter, populærvitenskapelige artikler og hovedfagsoppgaver/masteroppgaver, samt fra en del upublisert materiale (se vedlegg 1). Vi har i liten grad foretatt nye analyser av eksisterende data. Ut fra dette eksisterende kunnskapsgrunnlag er målet med rapporten å foreslå konkrete vannforekomster for overvåking av ferskvann på Svalbard, hvilke kvalitetselementer og parametere som bør overvåkes, samt biologisk feltmetodikk.

2 Ferskvannssystemene på Svalbard

2.1 Generelt om ferskvannssystemene

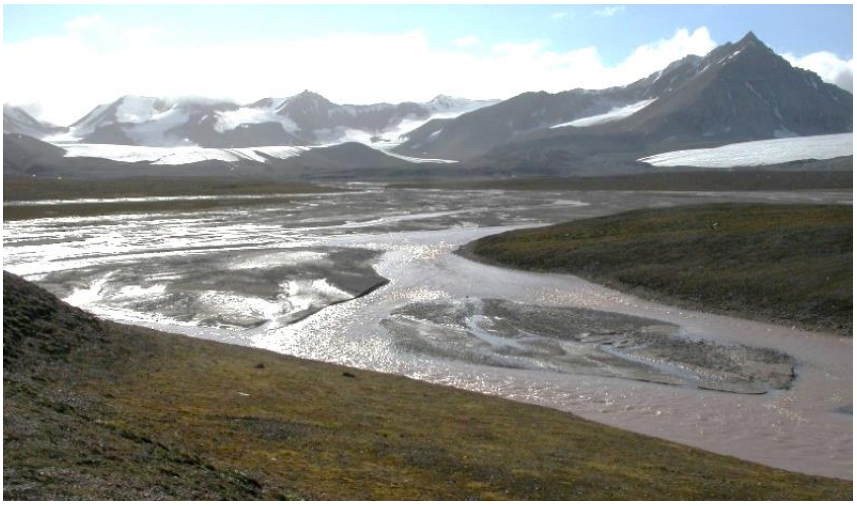
Breene står for 57 % av avrenning til vassdragene (Hanssen-Bauer mfl. 2019) Disse breelvene har ofte flere flettede løp, ofte gjennom de brede dalene (Figur 2-1). I tillegg til brevassdrag, finnes mange småvassdrag langs kysten og i høyden som har nedbør og/eller snøsmeltingen som kilde. På grunn av permafrost er grunnvann lite utbredt, men det finnes både vassdrag som er grunnvannspreget og punktkilder. Det finnes også enkelte varme kilder som ved Bockfjorden nord-vest på Spitsbergen. Bortsett fra grunnvannsoppkommer, er det ikke vannføring i elvene vinterstid. De fleste innsjøene og dammer på Svalbard ligger under 100 m.o.h. men noen ligger opp til ca. 300 m.o.h. i områder med lite breis, som f. eks Moselhalvøya. Grunne (<2 m) dammer og småvann som er dannet av permafrost er mer vanlig forekommende enn store og dype innsjøer. I tillegg finnes en rekke laguner, dvs. avsnørte brakkvannsforekomster som ligger ved havet. Lagunene har ofte forekomster av både ferskvanns- og saltvannsorganismer. Denne vanntypen er ikke behandlet videre i denne rapporten.

2.2 Elver og bekker

2.2.1 Fysiske, kjemiske og hydromorfologiske forhold

På fastlandet er elevene stor sett klassifisert på grunn av kjemi, særlig kalkinnholdet og humusinnholdet, og i forhold til klima/høyde over havet (Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2018). På Svalbard, på grunn av dominans av sedimentære bergarter og stor utbredelse av

glacio-fluvial løsmasser, tilhører de fleste elvene kategorien kalkrik eller moderat kalkrik. Vassdragene på den nordlige Spitsbergen med granittisk berggrunn skiller seg imidlertid fra disse med lav pH og ledningsevne (Lien mfl. 1995; Birks mfl. 2004).



Figur 2–1. Bayelva, mitre del, som viser forgrenet/flettet elveløp. Foto J.E. Brittain.

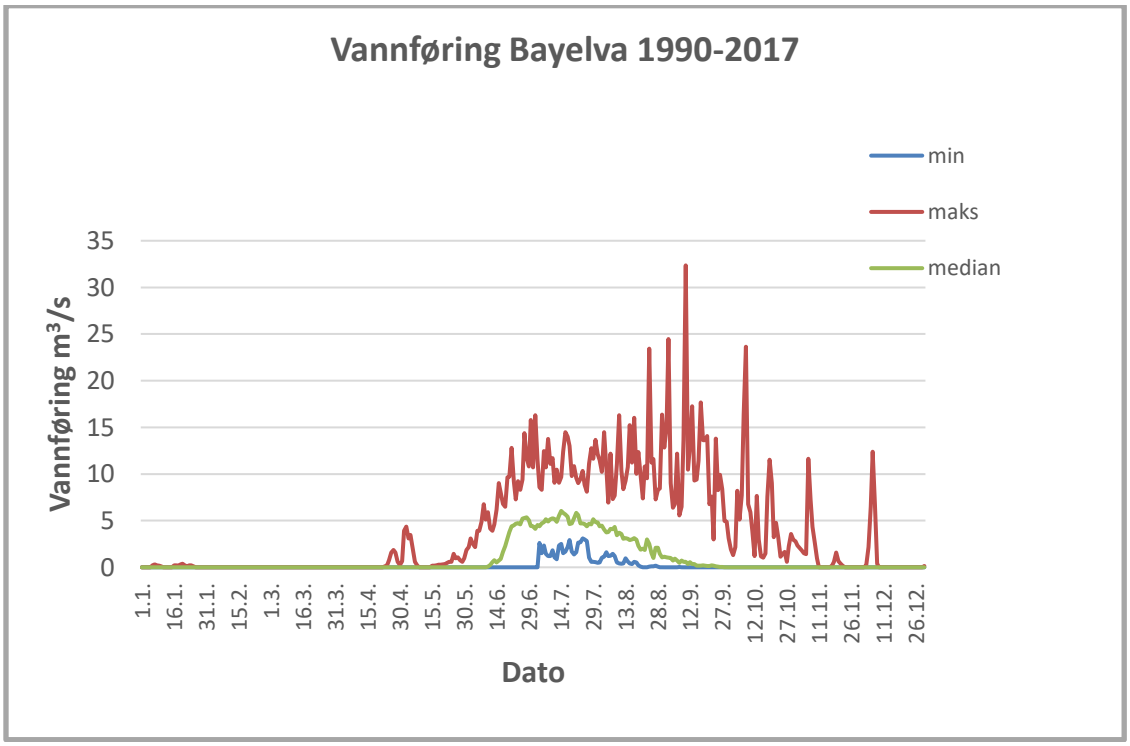
Figur 2–2. Breporten på Austre Brøggebreen og en av kildene til Bayelva («Red River»). Foto J.E. Brittain.

Studier av hydrologiske og kjemiske prosesser er vanlig, spesielt i bredominerte vassdrag (f.eks. Gokhman 1988; Hagen og Lefauconnier 1995; Killingtveit mfl. 2003; Krawczyk og Pettersson 2007).

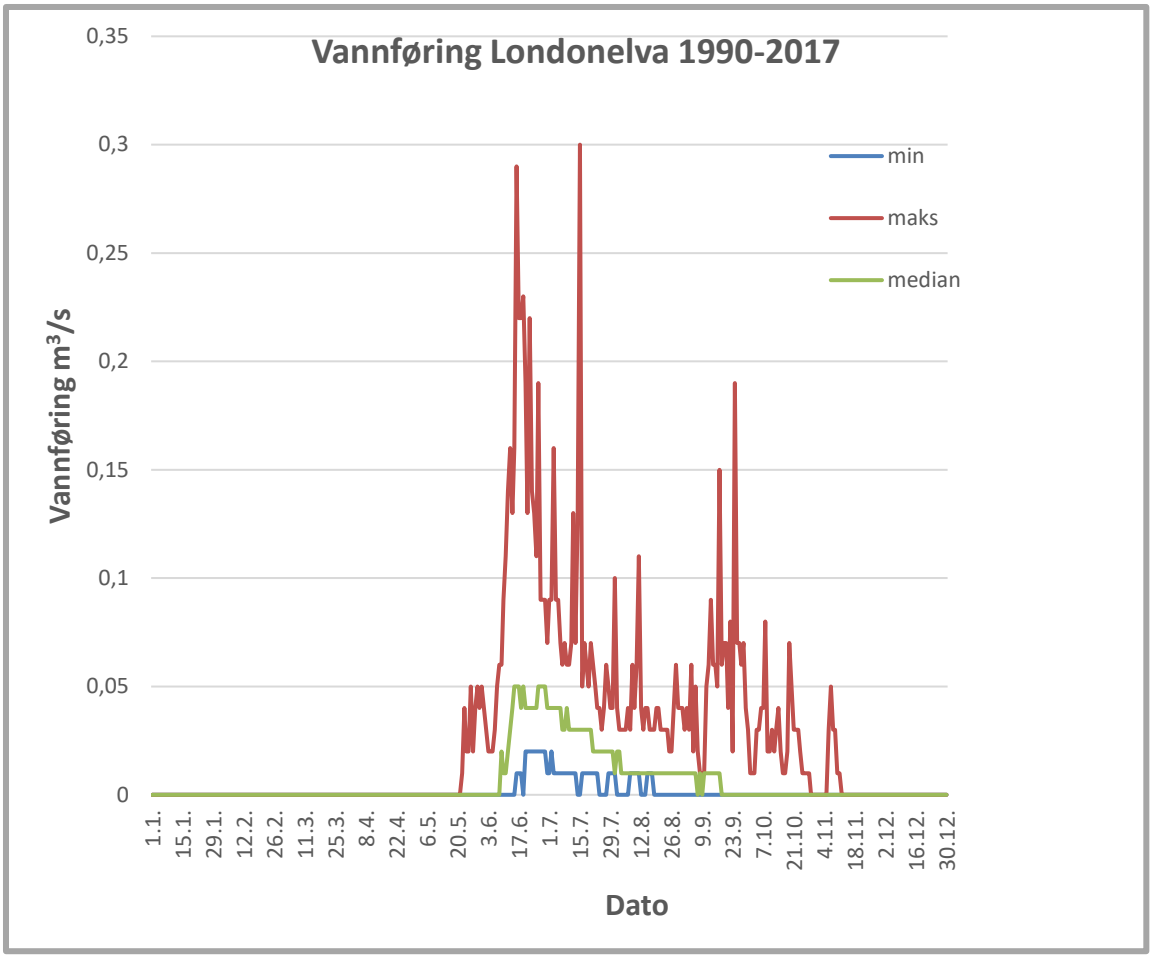
Et elvetypifiseringssystem basert på vannkilde er antagelig mest egnet på Svalbard (se også kap. 5). Elvene på Svalbard er dominert av vann fra ulike kilder, som breer (Figurene 2-1, 2-2,2-3), snøsmelting, nedbør og grunnvann. Felles for elevene på Svalbard er manglende vannføring vinterstid (oktober-mai), slik at flora og fauna må ha tilpasninger til slike forhold.

Vassdragene er som regel korte og begrenset til en forholdsvis smal sone langs kysten bortsett fra viddene med store lavtliggende områder. Der hvor det er løsmasser kan særlig småvassdrag (Figur 2-3). ofte bli tørre ut på sommeren eller de forsvinner ned i løsmassene når det øverste jordlaget tiner. Bortsett fra brevassdrag, som kan være store, har de fleste vassdrag lave vannføringer og små nedbørfelt (Figur 2-4, 2-5).

Figur 2-3. Utløp av Sarsvatnet ved Kongsfjorden. Legg merke til at vannet renner under løsmassene ved utløp av innsjøen. Foto J.E. Brittain.

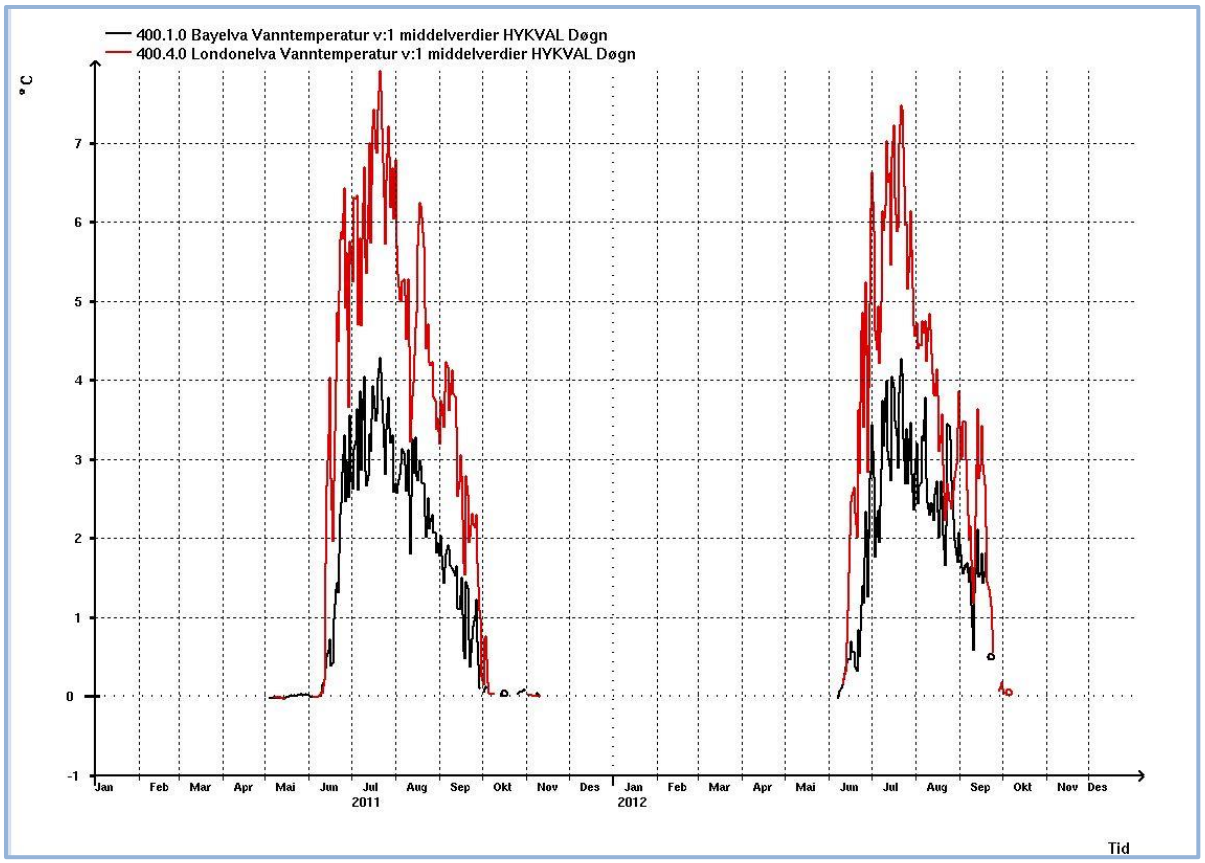


Figur 2-4. Vannføringskurver, flereårsminimum, - median og -maksimum for Bayelva ved Ny-Ålesund, basert på målingene i perioden 1990-2017. Merk at elven renner bare 3-5 måneder i året. Kilde NVE.



Figur 2-5. Vannføringskurver, flereårsminimum, - median og -maksimum for Lodonelva ved Ny-Ålesund, basert på målinger i perioden 1990-2017. Merk at elven renner bare 3-5 måneder i året. Merk forskjell i vannføringsskala i forhold til Bayelva (Figur 2-4). Kilde NVE.

I de senere år er det dokumentert at vannkildene har stor betydning for fysiske-kjemiske forhold og biologien i vassdragene (Blaen mfl. 2013, 2014). Det er et klart skille mellom vassdragene nedstrøms isbreer og de vassdrag som har andre kilder. Brevassdrag er karakterisert med høy turbiditet og stor sedimenttransport. For eksempel, spesifikk gjennomsnittstransport av suspendert materiale i Bayelva, et brevassdrag, er fire ganger så høy som i Londonelva, et vassdrag som ikke har breer i sitt nedslagsfelt (Bogen og Bønsnes 2003). Brevassdrag er ustabile og endrer ofte løp, har meget lave temperaturer og har svært varierende vannføring avhengig av bre- og snøsmeltingen og nedbøren. Dette betyr at vanndekket areal varierer over tid, og rask økning i vannføringen forekommer ofte.



Figur 2-6. Vanntemperaturer i Bayelva og Londonelva ved Ny-Ålesund i 2011 og 2012. Bayelva har vesentlig lavere temperaturer på grunn av tilførsel av kaldt brevann. Kilde NVE.

Vanntemperatur i vassdrag som har primært snøsmelting og nedbør som kilde er både høyere og mer variabel enn i brevassdrag (Blaen mfl. 2013; Figur 2-6). Hovedfaktorer som er avgjørende for variasjon i vanntemperaturen er foreslått å være vannkilde, eksponeringstid til atmosfære, meteorologiske forhold, vannføring, interaksjon med permafrost og nedbørfeltets geomorfologi inkludert løpsmorfologi (Blaen mfl. 2013). I fremtiden er det forventet at vanntemperatur vil øke og bli mer variabel etter hvert som breavrenningen minker og andel snøsmelting og grunnvann øker.

Sedimenttransport er vesentlig større i brevassdrag enn i andre vassdragstyper, unntatt under vårflommen da sedimenttransporten kan være høy i alle vassdrag på grunn av høy vannføring og rikelig med løsmasser i og omkring elveløpet.

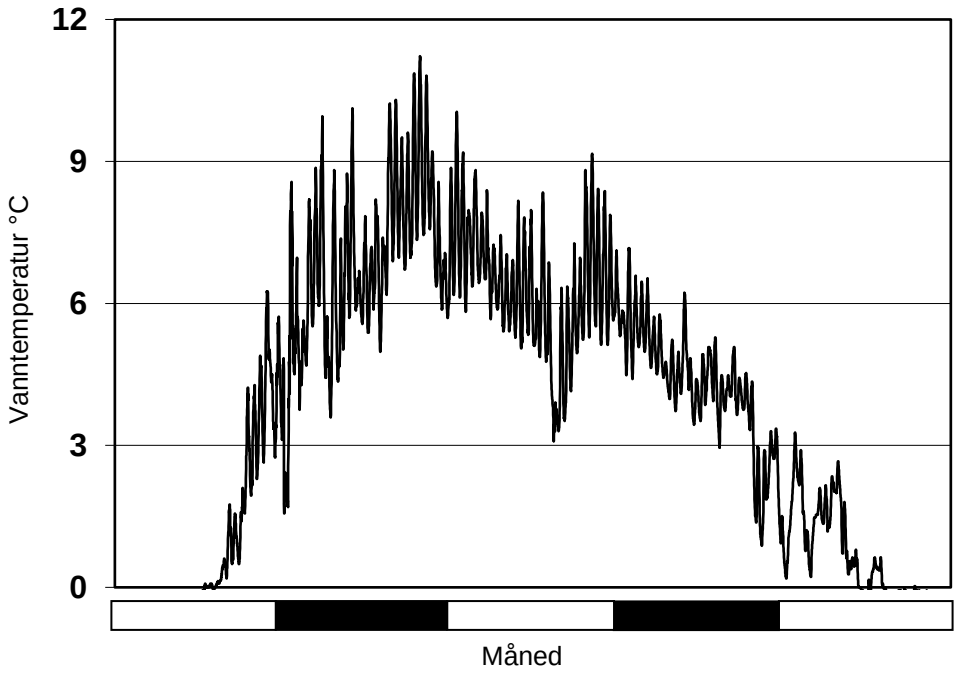
Figur 2-7. Londonelva, et vassdrag på Blomstrandhalvøya som har snøsmeltingen og nedbør som hovedkilde. Foto L. Füreder.

Figur 2-8. Westbyelva ved Ny-Ålesund, utløpselv fra en liten innsjø. Foto J.E. Brittain.

Videre kan de vassdragene som ikke regnes som brevassdrag deles opp i flere kategorier avhengig av vannkilde og næringstilgangen. Disse vassdragene har som regel høyere vanntemperatur enn brevassdragene, både fordi de normalt har mindre vannvolum og fordi de ikke får tilførsel av kaldt smeltevann fra bre. Vassdrag som har snøsmelting og nedbør som kilde, som for eksempel Londonelva (Figur 2-7), har vanligvis forholdsvis stor vannføring om våren, som avtar eller opphører helt utover sommeren.

Vassdrag som har kilde ved utløpet av en innsjø, som for eksempel Westbyelva (Figur 2-8) har mer stabil vannføring gjennom sommeren, og vanntemperatur kan være høyere enn tilsvarende vassdrag med andre vannkilder (Figur 2-9).

Utløpselva fra det sterkt brepåvirkede Diesetvassdraget på Mitrahalvøya (Figur 2-10), er utsatt for så store variasjoner i vannføring, at oppvandringen for sjørøya på senhøsten kan bli utfordrende (Svenning og Gullestad 2002).



Figur 2-9. Vanntemperaturer i Westbyelva ved Ny-Ålesund, juni-oktober 2011 (Füreder & Brittain upublisert data).

Figur 2-10. Diesetelva, som renner ut fra Diesetvatna på Mitrahalvøya. Et større vassdrag med både resident og anadrom røye. Foto M-A. Svenning.

Grunnvann er lite utbredt på Svalbard, men det finnes vassdrag som har kildevann som opphav. Disse vassdragene renner ofte ut nedenfor fuglefjell, noe som gir næringstilskudd både når fuglene passere over områdene og fra avrenningen fra hekkeplassene (Figur 2-11). Når det først

er etablert næringsrik vegetasjon nedenfor fuglefjellet trekker dette til seg reinsdyr som igjen gjødsler bakken.

Figur 2-11. En næringsrik kildebekk under fuglefjellet Stuphallet, ytterst i Kongsfjorden. Foto J.E. Brittain.

Vannkjemi i elvene varierer med vannkilde og med berggrunnsgeologi. Brevassdrag har både lav ledningsevne, lave konsentrasjoner av næringssalter og lite organisk materiale sammenlignet med de fleste andre vassdrag. Blant de andre vassdragstypene er det stor variasjon avhengig av geologi og næringstilskudd fra for eksempel fuglefjell eller ovenforliggende innsjøer. Det er lite kjemidata fra elvene på Svalbard bortsett fra området rundt Ny-Ålesund (Hodson mfl. 2002; Krawczyk mfl. 2003; Schütz 2018; Füreder og Brittain upublisert data), men ut ifra innsjødata (blant annet Birks mfl. 2004; Guilizzoni mfl. 2006; Holmgren mfl. 2010; Skjelkvåle mfl. 2001), er det et skille mellom vassdrag på det nordlige Svalbard, som har pH<7 og forholdsvis lav ledningsevne, og de fleste Svalbardvassdrag, som har pH>7 og høy ledningsevne. Dette gjenspeiler bergrunnsgeologien med harde bergarter som gneiss og granitt i nord og forvitring av de sedimentære bergarter i de fleste sentrale og sydlige områder. Høyt innehold av total fosfor er typisk for brevassdrag og enkelte andre vassdrag nedstrøms innsjøer med stor bestand av gjess.

2.2.2 Biologiske forhold i bekker og elver

Det biologiske mangfoldet i rennende vann på Svalbard er lavt på grunn av isolasjon langt fra andre landmasser (Gíslason 2005). I tillegg gir den korte sommeren og mangel på vannføring vinterstid forhold som mange arter ikke klarer. Til tross for at det finnes mange bekker og elver på Svalbard, er det få publiserte økologiske studier og begrenset med dokumentasjon av biologisk mangfold fra rennende vann på Svalbard.

Betydning av mikrobene for næringssaltprosessene i bresmeltevann har vært pekt på (Hodson mfl. 2010), og det har vært undersøkelser av alger og cyanobakterier i ferskvannlokaliteter, hovedsakelig bekker, pytter og i jord, i nærheten av Ny-Ålesund (Kim mfl. 2011).

Blant påvekstalger i rennende vann på Svalbard, er blågrønnbakterier (Cyanobacteria) og Bacillariophyceae (kisealger) de mest artsdiverse gruppene, mens gullalger (Chrysophyceae) og gulgrønnalger (Xanthophyceae) utgjør kun få arter (Skulberg 1996; Kubeckova mfl. 2001).

Perifyton i brevassdrag er spesielt utsatt og må tåle ustabile forhold og erosjon fra sediment transport. Moser (Bryophyta) er vanlig i og langs elver på Svalbard, særlig de som ikke er brepåvirket (Elvebakk og Prestrud 1996). I bekker og elver er det registrert flere arter bekkemoser i slekten *Hygrohypnum*, blant annet Jøkulbekkmose, *H. polare*, som er vanlig (T. Prestø, pers. medd.).

Invertebratfaunaen i elver og bekker på Svalbard er dominert av fjærmygg (Chironomidae) (Figur 2-12), særlig underfamilien Diamesinae med mange kaldtvannstilpassete arter. Også rundormer (Nematoda), kvitormer (Enchytraeidae) fåbørstemark (Oligochaeta), bjørnedyr (Tardigrada) og vannmidd (Hydracarina) er registrert i flere ferskvannslokaliteter (Summerhayes og Elton 1923; Styczynski og Rakusa-Suszczewski 1963; Hirvenoja 1967; Jørgensen og Eie 1993; Janiec 1996; Coulson og Refseth 2004), men det er lite detaljert kunnskap om deres biologi. Planktonisk og bentiske krepsdyr kan også bli funnet drivende nedstrøms innsjøer (Maiolini mfl. 2006). Plecoptera (steinfluer) og Ephemeroptera (døgnfluer) er ikke registrert i elvene på Svalbard. Som i alle andre arktiske områder finnes et stort mangfold av fjærmygg (Chironomidae) på Svalbard (Styczynski og Rakusa-Suszczewski 1963; Hirvenoja 1967; Stur og Ekrem 2011, 2020). Flere av disse artene er terrestriske eller i alle fall delvis terrestriske.

Artsbestemmelse av fjærmygg er i mange tilfeller problematisk, og det har vært et stort behov for en revisjon av taksonomien til fjærmyggfaunaen på Svalbard. En fullstendig gjennomgang av fjærmyggfaunaen på Svalbard og Jan Mayen er nå gjennomført og resultatene er nettopp publisert (Stur og Ekrem 2020). Mye av dette arbeidet baserer seg på DNA strekkoding (Stur og Ekrem 2011, Ekrem mfl. 2018).

Figur 2-12. Fjærmygg larve. Foto L. Füreder.

Anadrom svalbardrøye benytter elvene for å komme seg frem og tilbake fra havet. I tillegg foretar ungfisk av svalbardrøye (1-3 år) en næringsvandring ut i elvene om sommeren, (Heggseth 2007, Godiksen mfl. 2012, Borgstrøm mfl. 2018).

Særlig i nyere tid har det vært økende fokus på å forstå sammenhengen mellom hydrologiske prosesser og elvefaunen (Brittain og Milner 2001; Lods-Crozet mfl. 2001; Blaen mfl. 2013, 2014; Fig. 2-13). Disse studiene demonstrerer betydningen av elveløpsstabilitet, vanntemperatur og vannkilde for sammensetning av invertebratsamfunnet. Studier over et større utvalg av lokaliteter (Füreder og Brittain 2006) har vist at artsantallet, tetthet og kompleksiteten av næringsnettet varierer som følge av gradienten i nedbørfeltkarakteriska som breprosenten og næringssalttilgangen.

Figur 2–13. Øverst i Bayelva, et kaldt, ustabilt og turbid brevassdrag ved Ny-Ålesund. Foto J.E. Brittain.

Driv av invertebrater med strømmen er også utbredt i rennende vann på Svalbard. I tillegg til å være næring for ungrøye (Borgstrøm mfl. 2018), gir driv ut fra vassdragene et bidrag til næring for sjøfugl og vadere (Mehlum 1984). Under den arktiske sommeren med lys hele døgnet bestemmes drivmønstret av variasjon i vanntemperaturen og vannføringen (Maiolini mfl. 2006; Marziali mfl. 2009) (Figur 2-14).

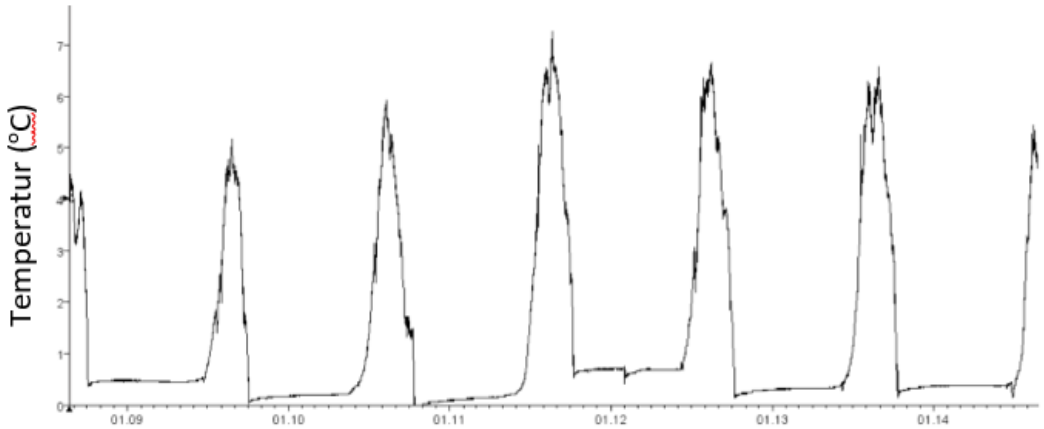
Figur 2–14. Forsøk (Maiolini mfl. 2006; Marziali mfl. 2009) med å endre drivmønster hos invertebrater i Westbyelva ved å dekke til elven med sort duk. Insektfelle (Malaise) på elvebredden. Foto J.E. Brittain.

2.3 Innsjøer og dammer

2.3.1 Fysiske, kjemiske og hydromorfologiske forhold

Mer enn halvparten av Svalbard er dekket av isbreer, og mer enn 60 % av landarealet er dekket av is. De største is- og breområdene ligger på østsiden av Spitsbergen og Nordaustlandet, og de fleste ferskvannsforekomstene (innsjøer og elver) finnes på de vestlige områdene av øygruppen. Det finnes imidlertid også et fåtall innsjøer på Barentsøya og Edgeøya. De fleste innsjøene/dammene på Svalbard ligger stort sett lavere enn 100 moh.

Det finnes ingen eksakt oversikt over alle vannforekomstene på Svalbard, men det antas at nærmere 400 km^2 (0,6 %) av Svalbard er dekket av ferskvann, samt at det trolig finnes flere enn 500 innsjøer > 0,04 km^2 (Skjekvåle mfl. 2001). De dominerende vannforekomstene består av 1-2 m grunne dammer og småvann, dannet av permafrost. Videre finnes anslagsvis et par hundre innsjøer på øyriket. De to største innsjøene på Nordaustlandet, Brånesjøen og Flysjøen, er henholdsvis 12 og 10 km^2, men det er uvisst hvor dype de er. De to største innsjøene på Spitsbergen var Femmilsjøen (6 km^2) (Figur 2-17) og Linnévatnet (4 km^2) (Figur 2-23), henholdsvis ca. 80 og 35 m dype. Den aller største innsjøen på Svalbard ble imidlertid dannet for bare noen få år siden, etter at de tre breene; Orsa-, Holmström- og Morabreen, like nord for Ekmanfjorden, trakk seg tilbake. Dette har ført til at smeltevannet er oppdemmet og har vokst til en grunn innsjø på mer enn 17 km^2, og som i 2014 fikk navnet Trebrevatnet.



Figur 2-15. Vanntemperatur (°C) registrert i loggere plassert 1 m over bunnen ved 10 m dyp i Arresjøen, Danskøya, i perioden 21.8.2008 til 24.8.2014. Loggerne registrerte temperatur hver fjerde time i denne perioden (Svenning 2015).

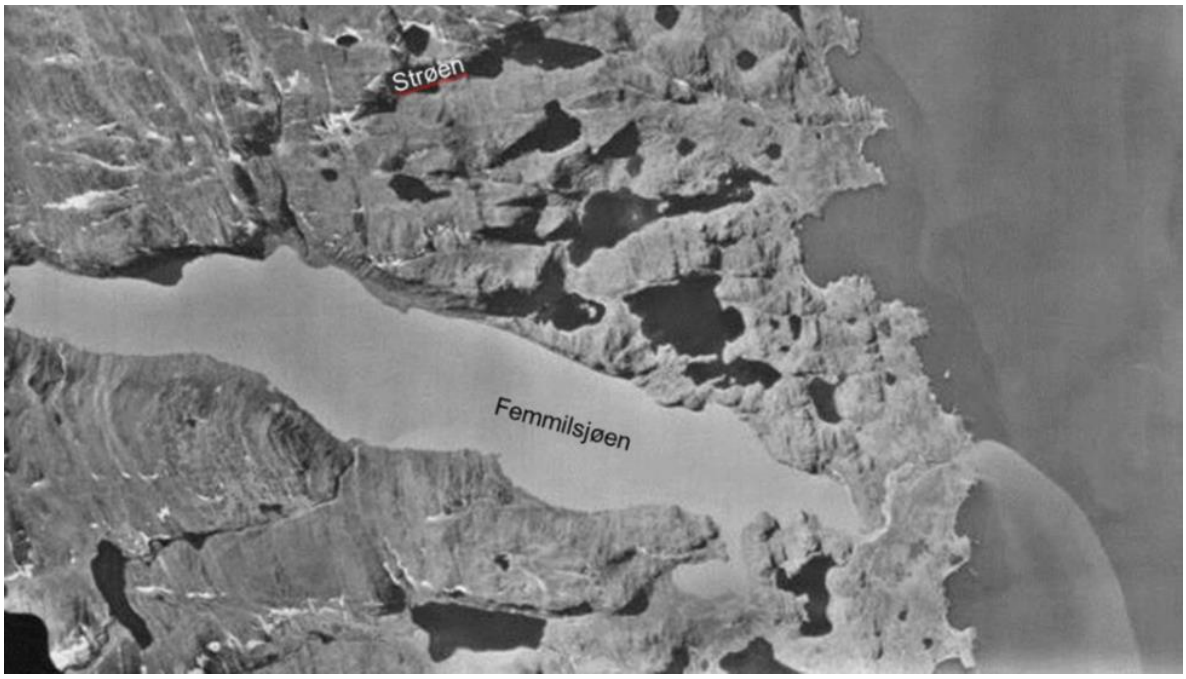
Innsjøsystemer i høyarktiske områder, som Svalbard, er stort sett karakterisert ved lite nedbør, tykk (1,5-2 m) og klar is, kort isfri periode, relativt lave sommervanntemperaturer og lav næringstilførsel. Innsjøer på Svalbard er generelt svært kalde, spesielt sommerstid sammenlignet med innsjøer på fastlandet. Innsjøene er vanligvis isfrie fra midten av juli til slutten av september (Huseby 1997, Lund 1983). Vanntemperaturen om vinteren er stort sett fra 0 (like under isen) til 0,5-2 °C på bunnen. Maksimumstemperaturen i mange av innsjøene på Vest Spitsbergen når vanligvis opp i 5-7 °C på sommeren/høsten (Svenning 2015; Figur 2-15), mens temperaturen gradvis faller mot isleggingen i september/oktober. På grunn av det kalde vannet, samt mye vind, er temperaturen sommerstid omtrent lik i hele vannsøylen i disse innsjøene. Termisk sjikting inntreffer svært sjeldent, bortsatt fra i innsjøer som ligger svært skjermet for vind, og under korte perioder med kraftig solinnstråling og økende lufttemperatur (Lund 1983). Det skjer derfor bare én omrøring i disse innsjøene, og de defineres derfor som

'kald-monomiktiske' innsjøer. Lenger nord på Svalbard, som f.eks. i Arkvatnet på Nordaustlandet, blir makstemperaturen sjelden over 2-3 ºC på sommeren/høsten (Svenning 2015) og i enkelte år kan isen ligge hele året (Figur 2-16). Graden av påvirkning fra isbreer i nedslagsfeltet vil også påvirke temperaturen i innsjøene. I Femmilsjøen (Widjefjorden), der brepåvirkningen er svært stor, blir maksimumstemperaturen om sommeren sjelden over 3 ºC, mens makstemperaturen sommerstid i Straumsjøen (Isfjorden), der isbreen nesten er borte, kan bli opp mot 10-12 ºC (Svenning 2015).

Figur 2-16. Arkvatnet på Nordaustlandet, 12. august i 1992. Da var det bare en 20 m bred åpen renne langs sørsiden av innsjøen, mens resten av innsjøen var dekket av ca. 50 cm tykk is. Ei uke senere frøs også råken langs land, og hele innsjøen ble dekket av is til neste sommer/høst. De fleste somrene er nok innsjøen isfri, men vanntemperaturen kommer svært sjelden over 2-3 ºC. Arkvatnet er den nordligste innsjøen med røye på Svalbard. Foto M-A. Svenning.

Litt forenklet kan en skille mellom to hovedtyper av innsjøer på øyriket; bresjøer og klarvannsjøer, der bresjøene - i motsetning til klarvannsjøene - har isbreer i nedslagsfeltet. Her vil den økte solstrålingen utover sommeren føre til at isbreene smelter og det kalde smeltevannet renner inn i innsjøen, noe som kan senke vanntemperaturen i innsjøen. Dette vil redusere siktbarheten i innsjøen, samt at mye av lysinnstrålingen reflekteres/resorberes, og følgelig vil primærproduksjonen avta kraftig. I tillegg vil, paradoksalt nok, den økte solinnstrålingen på varme sommerdager også føre til at vanntemperaturen synker på grunn av økt tilførsel av kaldt smeltevann (Svenning 2015). Den viktigste effekten er imidlertid at sikten reduseres kraftig, og siktedypet kan i enkelte tilfeller bare være noen få cm, som f.eks. i den kraftig isbrepåvirkede Femmilsjøen, i nordøstre deler av Spitsbergen (Figur 2-17). Også i Isdammen, like ved Longyearbyen, er siktedypet bare noen få cm (Vestby 1993; Svenning 2015). I Diesetvatna på Mitrahalvøya ble det målt siktedyp fra 0,25 til i overkant av 1 m (Lund 1983) og i Linnévatnet, sørøst i Isfjorden, hvor Linnébreen er blitt sterkt redusert de siste 80 årene, var siktedypet i

underkant av 2 m både i 2017 og 2019 (Svenning og Schartau, under arbeid). Breslammet fører derfor til en kraftig lysreduksjon (Svenning 2015) og sterkt nedsatt planteplanktonproduksjon. Innholdet organisk materiale (organisk karbon) er også generelt lavt pga. lite løsmasser og tynt plantedekke, og kun et fåtall innsjøer hadde mer enn 1 mg C/L (Skjelkvåle mfl. 2001). Til tross for at disse innsjøene er svært næringsfattige med lave verdier av klorofyll, har de svært høye verdier av totalt fosfor. Dette skyldes at bresjøene mottar store mengder fosforholdig breslam, men dette fosforet er ikke tilgjengelig for algevekst.



Figur 2-17. Flybildet (Norsk Polarinstitutt) er tatt i august, og viser den sterkt brepåvirkede Femmilsjøen, i nordøstlige del av Widjefjorden, Spitsbergen. På grunn av smeltingen fra Longstaffbreen er siktedypet i Femmilsjøen bare 2-3 cm. Også havet utafor utløpselva er sterkt påvirket av det brepåvirkede ferskvannslaget som strømmer ut fra Femmilsjøen. Både sør og nord for Femmilsjøen finnes flere klarvannsjøer (blant annet Strøen), dvs. innsjøer som ikke er påvirket av breslam, og som har siktedyp på 5-10 m.

Mange av innsjøene på Svalbard kan klassifiseres som klarvannsjøer (Figur 2-18, 2-19). Disse er ikke påvirket av bresmelting fra nedslagsfeltet og siktedypet er som oftest fra 5-8 m (Svenning 2015). Her vil makstemperaturen i innsjøene vanligvis være opp mot 7-8 ^{o}C (Figur 2-15). De fleste av klarvannsjøene er oligotrofe/næringsfattige. Unntaket er innsjøer som mottar relativt store mengder næringsstoffer (fosfor og nitrogen) fra sjøfugl og gjess som hekker rundt innsjøene. Sjøfuglene beiter fisk og krepsdyr i havområdene utafor Svalbard og transporterer derfor store mengder næringsstoffer (og miljøgifter) til innsjøene (Svenning mfl. 2004). Flere av disse innsjøene ligger nært kysten og er derfor sterkt påvirket av sjøsalter, noe som igjen fører til relativt høye konsentrasjoner av klorid.

Figur 2-18. Sarsvatnet, som ligger ca. 15 km øst for Ny Ålesund, er en typisk klarvannsjø. Foto J.E. Brittain.

Grunne dammer på Svalbard, som ikke har tilførsel fra brevann, har ofte vesentlig høyere vanntemperatur sommerstid sammenlignet med innsjøer (se Walseng mfl. 2018). Vanntemperaturen i dammene kan også variere kraftig gjennom sommeren, og til og med også i løpet av døgnet. Vinterstid er imidlertid temperaturen svært lav og mange av dammene bunnfryser i løpe av vinteren. Dammer med tilførsel fra isbreer kan imidlertid blir svært kalde og det er registrert vanntemperaturer mellom 0,5 og 1 ^{o}C sommerstid (Walseng mfl. 2018).

Figur 2-19. Tvillingvatn drikkevannskilde til Ny-Ålesund. Elvesletta til Bayelva sees i bakgrunnen. Foto M. Sund.

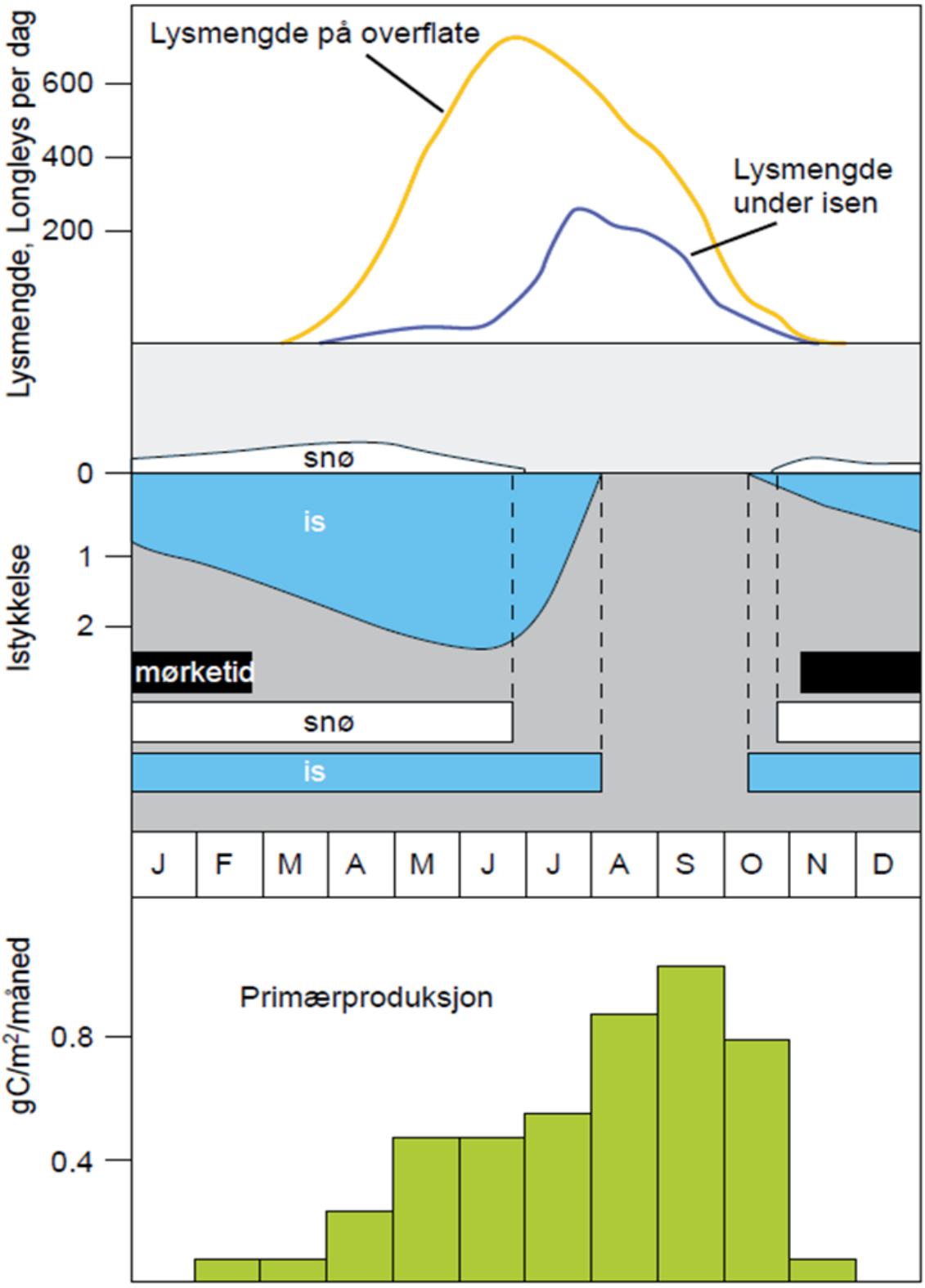
På grunn av den spesielle berggrunnen på Svalbard, har mange innsjøene på Svalbard (både bre- og klarvannsjøer) også svært høyt innhold av løste ioner (Faafeng mfl. 1990). Skjelkvåle mfl. (2001) publiserte en sammenstilling av vannkjemiske data fra 4 973 nordiske innsjøer i perioden 1990-92, hvorav 147 innsjøer og 15 elver fra Svalbard og Bjørnøya var inkludert. Senere har også en del tundradammer og andre små vannforekomster i vestre del av Spitsbergen blitt undersøkt, men for et relativt begrenset utvalg av parametere (se bl.a. Szuminska mfl. 2013; Jensen mfl. 2019). Gjennom AMAP-programmet har blant annet innholdet av miljøgifter og tungmetaller vært undersøkt i en del innsjøsystemer på Svalbard og Bjørnøya (AMAP 1997). På midten av 1970-tallet ble det gjennomført to hovedfagsoppgaver i limnologi som også beskrev en del fysisk-kjemiske forhold og primærproduksjon i et utvalg innsjøer ved Svea i Van Mijenfjorden, Spitsbergen (Vestby 1983) og i Diesetvassdraget, nordvestre Spitsbergen (Lund 1983). I 1968 ble det foretatt målinger av innholdet av en del mineraler i Kongressvatnet (Bøyum og Kjensmo 1970) og Linnévatnet (Bøyum og Kjensmo 1978). Utover det ovenstående er det foretatt svært få undersøkelser av vannkjemiske og hydrologiske forhold i innsjøer på Svalbard (se Svenning og Schartau under arbeid).

Små tundradammer og grunne innsjøer har ofte en annen vannkjemisk sammensetning enn større/dypere innsjøer, typisk med høy ledningsevne (Mazurlek mfl. 2012; Szuminska mfl. 2013; Walseng mfl. 2018) og noen med svært høye fosforkonsentrasjoner (Skaugrud 2009). Det er ulike prosesser som bidrar til den høye ledningsevnen; tining/frysing av permafrosten bidrar med generelt høye konsentrasjoner av ulike salter mens marine tilførsler gir høy konsentrasjon av natrium og klorid i kystnære dammer. I Ebbadalen, innerst i Isfjorden, sentralt på Spitsbergen er det målt spesielt høye konsentrasjoner av bikarbonat, sulfat og kalsium (Mazurlek mfl. 2012). De undersøkte tundradammene i Ebbadalen ligger i et område med marine avsetninger som har gitt opphav til mineralene gips og anhydritt (kjent som Ebbadalen formasjonen), rike på kalsiumsulfat. De høyeste fosforkonsentrasjonene er målt i dammer med store tettheter av gjess (Figur 2-20), opp til 517 µg P/L målt som total fosfor i en grunn dam ved Kapp Linné (Skaugrud 2009).

Figur 2-20. Kortnebbgjess som beiter rundt dammer på Svalbard. Foto: M. F. Solberg.

De fleste innsjøene på Svalbard er isdekte i minst 9-10 måneder og istykkelsen utover våren (april-juni) varierer stort sett fra 1.5-2 m. Sammenlignet med for eksempel høyfjellssjøer i Nord-Norge, er imidlertid isen i arktiske innsjøer mer gjennomsiktig ('stålis') (se Figur 2-21). Små nedbørmengder gjennom resten av vinteren gjør at det legger seg lite snø oppå isen. Totalt sett fører dette til at en vesentlig større andel av solstrålene trenger gjennom is- og snølaget, sammenlignet med innsjøer i høyfjellet på fastlandet. Eksempelvis vil bare om lag 15 % av sollyset trenge gjennom 25 cm tykk is med innefrosne snølag, mens nærmere 75 % av sollyset trenger gjennom dobbelt så tykk (50 cm) klar is i en arktisk innsjø (Welch og Kalff 1974). Tykkelsen på snølaget oppå isen har enda større betydning. Dersom det ligger 25 cm nysnø eller 5 cm «gammel» snø på isen, vil dette redusere lystransmisjonen med hele 90 % (Hand og Lundquist 1942). I Char Lake, Canada, har Rigler (1978) illustrert sammenhengen mellom lysinnstråling, istykkelse, snømengde og primærproduksjon. Selv om isen her er 1,5–2 m tykk, fører lav temperatur og lite nedbør (snø) til at isen ofte er svært gjennomsiktig. Dermed vil en stor andel av lyset likevel trenge gjennom isen og bidra til høy primærproduksjon også vinterstid, og føre til at nærmere 80 % av primærproduksjonen i Char Lake foregår mens innsjøen er islagt (Figur 2-22). I Linnévatnet, Svalbard, utgjorde innstrålingen i den islagte perioden nærmere 80 % av total innstråling (se Svenning 2015). Dette innebærer at det aller meste av primærproduksjonen, også i Linnévatnet, trolig foregår mens det ligger is på innsjøen (jfr. kap. 2.3.2 og 3.1).

Figur 2-21. Boring gjennom 1,8 m tykk is på Linnévatnet i månedsskiftet april/mai (venstre). Til høyre vises den gjennomsiktige iskjeglen (stålis). Foto: M-A. Svenning



Figur 2-22. Sammenhengen mellom lysinnstråling, istykkelse, snømengde og primærproduksjon i Char Lake i Canada, der det antas at opptil 80 % av den årlige primærproduksjonen skjer mens innsjøen er islagt. I Linnévatnet, Svalbard, utgjorde innstrålingen i den islagte perioden nærmere 80 % av total årlig innstråling, dvs. at det vesentligste av primærproduksjonen også i Linnévatnet trolig foregår mens det ligger is på innsjøen. Figuren er omarbeidet fra Rigler (1978).

2.3.2 Biologiske forhold i innsjøer og dammer

Årlig produksjon er generelt lav i innsjøer på Svalbard, og varierer med klimatiske forhold, og da først og fremst med temperatur og snømengde. Klarvannsjøer har generelt noe høyere primærproduksjon og planteplanktonbiomasse enn bresjøer (se Lund 1983). Det er likevel mangel på næringsstoffer (og ikke sollys og temperatur), som trolig er den antatt viktigste enkeltfaktoren som begrenser primærproduksjonen i høyarktiske innsjøer (Stonehouse 1989). Unntaket er innsjøer som mottar store mengder næringsstoffer (gjødsel) utenfra. Et godt eksempel er Ellasjøen på Bjørnøya, hvor flere tusen sjøfugl (alkekonge) hekker i fuglefjell kloss inntil innsjøen eller bruker innsjøen som badeplass (krykkje). Fuglene som lever av marin fisk og marine krepsdyr i sjøen utenfor, tilfører dermed Ellasjøen store mengder organisk «marint» materiale i sommerperioden (Svenning mfl. 2008). Primærproduksjonen i Ellasjøen er derfor vesentlig høyere enn i andre arktiske innsjøer som ikke får tilført marint organisk materiale. I flere kystnære innsjøer på Svalbard, f.eks. i Arresjøen på Danskøya, hekker sjøfugl i nedslagsfeltet, som igjen bidrar til en relativt økt primærproduksjon (Svenning 1993). Her er tettheten av fjærmygglarver i størrelsesorden 2500 individer per m^2, mens tilsvarende tetthet i f.eks. Linnévatnet bare utgjør noen hundre larver per m^2. I flere områder på Svalbard har også økende bestander av blant annet kvitkinn- og dverggås ført til økt gjødsling i nedbørfeltet, og dermed sterkt økende eutrofiering i nærliggende dammer (Van Geest mfl. 2007).

Selv om studier av næringsnett i innsjøer og dammer er begrenset, er det foretatt enkelte eksperimentelle studier med fokus på næringsanrikning forårsaket av gjess (Van Geest mfl. 2007) og betydningen av organisk karbon for pelagiske mikrobielle næringsnett (Hessen mfl. 2004). Betydningen av UV stråling for planktonvekst (Van Donk mfl. 2001) og dynamikken i mikrobielle samfunn er også undersøkt (Ellis-Evans mfl. 2001, Laybourn-Parry og Marshall 2003). Disse studiene er viktige for å belyse kompleksiteten i arktiske ferskvannsøkosystemer (Hodkinson og Coulson 2004), samt forutse påvirkning fra menneskelig aktivitet gjennom miljøendringer. Van derWal og Hessen (2009) pekte på likheter mellom terrestriske og limniske næringsnettet i Høyarktis, med dominans av gressere, som følge av de barske forholdene.

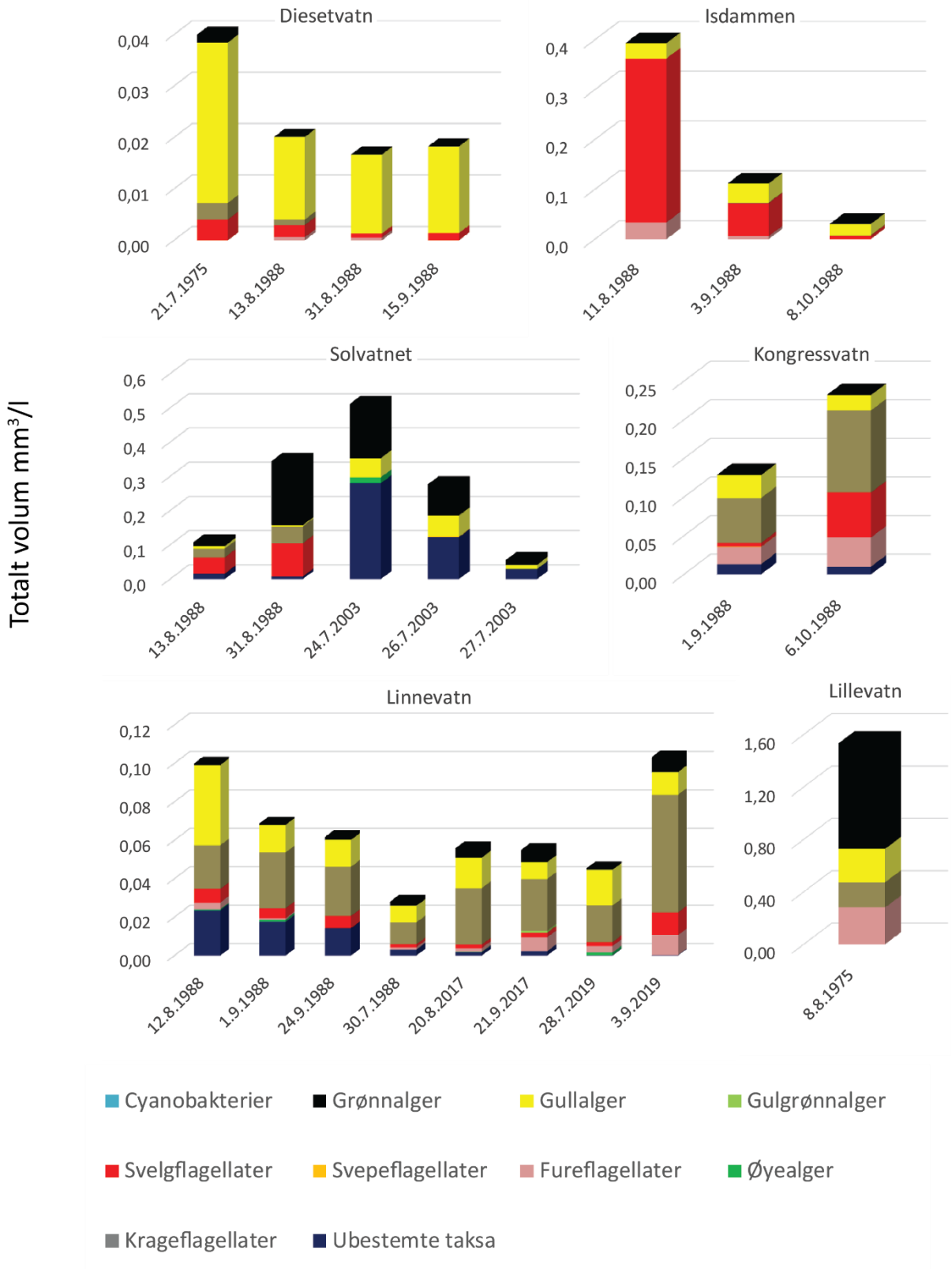
Det er foretatt svært få studier i innsjøer på Svalbard, der både abiotiske og biotiske parametere har inngått. I 2017 og 2019 ble imidlertid både floraen og faunaen i Linnévatnet undersøkt (Figur 2-23) etter samme metodikk som er etablert for innsjøovervåkingen i Norge (jfr. vannforskriften; Direktoratsgruppen for vanndirektivet 2018). Undersøkelsen omfattet vannkjemi, planteplankton, pelagiske og litorale småkreps, bunndyr og fisk. Resultatene er under rapportering (Svenning og Schartau, under arbeid), men erfaringer og en del resultater fra denne undersøkelsen er inkludert i denne rapporten (se kap. 4), blant annet som grunnlag for anbefalinger mht. framtidig overvåking av ferskvann på Svalbard.

Det aller meste av Svalbard, i alle fall områder lavere enn ca. 70 moh. var nediset under siste istid, og representerer noen av de mest isolerte øyene i Polhavet. Innvandring av ferskvannsorganismene har derfor skjedd etter istida, i hovedsak via havet, men også via luftstrømmer. Den sterke isolasjonen, i kombinasjon med det arktiske klimaet, har gitt ferskvannslokaliteter med svært få arter av plante-/dyreplankton og bunndyr (Gíslason 2005, Samchyshyna mfl. 2008). Det er påvist bentiske alger i en del grunne vannforekomster (Kim mfl. 2008, 2011; Pichrtová mfl. 2018), samt kransalger i varme kilder (Landangen 2000). Rundt særlig grunne innsjøer og dammer er det ofte utstrakte mosematter (Guo mfl. 2013). Andre typer av vannplanter er derimot ikke rapportert funnet i innsjøer og dammer på Svalbard.

Figur 2-23. Bunndyrinnsamling i Linnévatnet, en av de best undersøkte innsjøene på Svalbard. Foto M-A. Svenning

Kvantitative undersøkelser av planteplankton fra innsjøer på Svalbard har blitt gjort i forbindelse med EUREGI-overvåkingen i 1988 og en studie på fettsyrer i 2003 (Hessen og Leu 2006). Linnévatnet ble i tillegg til EUREGI- overvåkingen også undersøkt i 2017 og 2019 (Figur 2-24). Det ble gjort observasjoner av planteplankton i Diesetvatn og Lillevatn i 1975 (Lund 1983). Solvatnet var med i både EUREGI- overvåkingen og studien fra 2003. Felles for alle innsjøen på Svalbard er lavt antall taksa per prøve. Hvilken gruppe som dominerer varierer fra innsjø til innsjø (Figur 2-24). Flere av de undersøkte lokalitetene er i realiteten dammer, Brandallaguna er også saltvannspåvirket. Primærproduksjonen er beregnet i to innsjøer på Svalbard (Lund 1983, Vestby 1983).

I Akselpytten, Brandallaguna og Øvretjern dominerte grønnalger fra slekten *Cosmarium* samt *Pediastrum integrum* i de to sistnevnte innsjøene (Hessen og Leu 2006). I Diesetvatnet dominerte gullalger, blant annet *Ochromonas*. I Isdammen dominerte svelgflagellater fra slekten *Plagioselmis* (*Rhodomonas*). I Gåsedammen ble det observert en stor andel øyealger av arten *Trachelomonas hispida*, i en av prøvene. I Linnévatnet og Kongressvatn var det et mer variert utvalg av planteplankton, men i hovedsak var det kiselalger fra slektene *Cyclotella* og *Ulnaria* (*Synedra*) som dominerte (Figur 2-24). Solvatnet hadde også mer variert planteplankton der ulike arter av grønnalger utgjorde den mest dominerende gruppen. Planteplanktonet i Storvatn besto for det meste av picoplankton (dvs alger ≤ 1 µm i diameter) med mindre andeler av grønnalger og gullalger. I Lillevatn var grønnalger den viktigste gruppen. I flere av innsjøene ble det også observert mindre andeler av fureflagellater. En grundig gjennomgang av algefloraen på Svalbard er gjort av Olav Skulberg (Skulberg 1996).



Figur 2-24. Sammensetting og totalt volum av planteplankton fra innsjøene på Svalbard. Data fra Linnévatnet 2017 og 2019 (B. Skjelbred, upubl.) og fra tidligere undersøkelser (Lund 1983; Faafeng mfl. 1990; Hessen og Leu 2006) er sammenstilt av Birger Skjelbred, NIVA. Merk ulik skala på y-aksene.

Det finnes flere eldre studier av innsjøfaunaen på Svalbard (Bryce 1897; Scourfield 1897; Brehm 1917; Olofsson 1918; Thor 1930). Den mest omfattende av disse undersøkelsene ble foretatt helt tilbake til 1910 (Olofsson 1918), der spesielt hjuldyr og krepsdyr fra en rekke mindre dammer og noen innsjøer i Isfjorden og Van Mijenfjorden på Spitsbergen ble beskrevet. Senere er krepsdyrfaunaen i flere innsjøer og dammer på Vest-Spitsbergen blitt kartlagt (se Halvorsen og Gullestad 1976; Husman mfl. 1978; Kubícek og Terek 1991; Jørgensen og Eie 1993, Walseng mfl. 2018). Det er også samlet inn informasjon om hjuldyr (fra klassen Monogononta) fra hele Svalbard, dvs. både fra Spitsbergen, Barentsøya, Edgeøya og Nordaustlandet (se Coulson mfl. 2014 med referanser).

Det finnes en relativt artsrik fauna av hjuldyr og krepsdyr på Svalbard. De aller fleste av disse påviste artene har en sirkumpolar utbredelse, og artssammensetningen skiller seg lite fra subarktiske områder i Europa, Russland og Nord Amerika (Ghilarov 1967; Samchyshyna mfl. 2008; Coulson mfl. 2014). Ellers finnes mange av de påviste artene av dyreplankton også på Grønland og i Alaska. I både grunne dammer og innsjøer er det ofte en dominans av vannlopper (Cladocera) framfor hoppekreps (Copepoda). Flere calanoide copepoder (e.g. *Eurytemora raboti*, *Limnocalanus marcus*) er vidt utbredt i innsjøer på Svalbard (Olofsson 1918; Halvorsen og Gullestad 1976).

Det er totalt registrert 28 arter av småkreps (11 vannlopper og 17 hoppekreps) på Svalbard, hvorav syv arter ble registrert for første gang i 2014-2015 (Dimante-Deimantovica mfl. 2018). Av disse er 68 % ferskvannsarter, mens 28 % er funnet både i ferskvann og brakkvann og 6 % er funnet kun i brakkvann (Dimante-Deimantovica mfl. 2018). Flertallet av artene er bentiske, eller i alle fall vanlig forekommende på grunt vann. Det antas likevel at småkrepsfaunaen på Svalbard er relativt ung, dvs. at diversiteten må forventes å øke, spesielt som en følge av endringer i klima (Dimante-Deimantovica mfl. 2018; Hessen mfl. 2019). Skjoldkreps er relativt vanlig i fisketomme dammer, men er også funnet i noen innsjøer med røye (Borgstrøm mfl. 2018). Det er også påvist en myside, istidsrelikten *Mysis relicta*, i én innsjø på Spitsbergen og én innsjø på Nordaustlandet (M-A. Svenning, upublisert). I én innsjø på Danskøya er det funnet en annen itidsrelikt, *Gammarachantus loricatus* (Svenning 1992a). Det er ikke rapportert funn av ferskvannssnegl, muslinger eller steinfluer på Svalbard.

Blant insektene er Diptera (tovinger) den mest artsrike gruppen på Svalbard, med 122 taksa registrert på Svalbard inklusiv Bjørnøya (Coulson og Refseth 2004; Coulson mfl. 2014). Av disse utgjør Chironomidae (fjærmygg) 66 taksa. Nøyaktig hvor mange som er registrert i innsjøer og dammer finnes det ingen oversikt over, men dette er uten tvil den mest dominerende gruppen av bentiske makroinvertebrater i lentiske vannforekomster på Svalbard. Hansen (1983) som undersøkte 8 innsjøer på Mitrahalvøya fant 27 arter av fjærmygg, mens Jørgensen og Eie (1993) fant totalt 9 arter i 9 innsjøer, 8 dammer og 3 bekker på Mosselhalvøya. I det svært næringsfattige Linnévatnet er det bare påvist to fjærmyggarter (Svenning mfl. 2008; Svenning og Schartau, under arbeid). For øvrig er det registrert bare én vårflueart på Svalbard, den sirkumpolare arten, *Apatania zonella*. Jørgensen og Eie (1993) rapporterte funn av én døgnflue (*Leptophlebia vespertina*) i Gunvorvatnet på Mosselhalvøya, men det kan ikke utelukkes at individet har ligget fasttørket i håven fra tidligere innsamlinger på fastlandet, (J. E. Brittain, pers. medd.). Døgnfluen *Baetis bundyae* er imidlertid funnet, i Salatvatnet, en fisketom innsjø på Amsterdamøya (A. Fjeldså og Ø. Schnell, pers. medd.).

I 2014-2015 ble invertebratfaunaen kartlagt i 75 vannforekomster på Vest-Spitsbergen (Walseng mfl. 2018). De aller fleste kan defineres som dammer, og kun fire av lokalitetene inneholdt fisk/røye. Arealet av de 71 'dammene' varierte fra 2 m^2 til 0,5 km^2 og 0,25 til 3 m dyp. De fire 'innsjøene' med røye varierte fra 0,3 til 4,6 km^2, og dyp fra 3 til 37 m. Det ble

funnet 53 taksa av invertebrater, hvorav 37 ble identifisert til art. Den mest utbredte gruppen var Nematoda (rundormer), funnet i 74 av 75 vannforekomster, mens Ostracoda (muslingkreps) og Tardigrada (bjørnedyr) ble funnet i hhv. 51 og 45 vannforekomster. Skjoldkreps ble funnet i 27 av lokalitetene. Antall taksa innen hver dam/innsjø varierte fra 2 til 14, og den mest artsrike var Solvatnet, en grunn og næringsrik innsjø ved Ny-Ålesund. De to mest artsrike gruppene var krepsdyr (22 taksa) og fjærmygg (21 taksa). De eldste vannforekomstene med høyeste temperatur og produktivitet hadde flest arter (Walseng mfl. 2018), noe som oftest var positivt korrelert med nitrogenkonsentrasjon og tettheten av gjess (Jensen mfl. 2019). Fra de yngste dammene, dannet i forkant av isbreen i Grønfjorden, ble det kun registrert rundormer og bjørnedyr, to grupper som er være ekstremt tolerante mht. ulike miljøforhold, og som lett spres til nye lokaliteter.

I en studie i områdene ved Kapp Linné og Ny Ålesund ble det registrert vannlopper (*Daphnia* sp.) i 73 % av 66 undersøkte dammer/innsjøer (Skaugrud 2009). Genetiske studier indikerer at flere arter og kloner av *Daphnia* spp. ofte sameksisterer i slike tundradammer (Weider og Hobæk 1994; Alfsnes mfl. 2016). Fisketomme innsjøer og dammer har ofte mye tettere bestander av krepsdyr, og spesielt store vannlopper, sammenlignet med innsjøer med fisk.

Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus*, er vanlig forekommende i fisketomme innsjøer og dammer på Svalbard, men kan forekomme sammen med røye i noen dype eller turbide innsjøer (Olofsson 1918; Janiec 1996; Hessen mfl. 2004; Lakka 2013). Slike forhold, som gir økt sannsynlighet for at skjoldkrepsen finner refugier med redusert fiskepredasjon, og også kjent fra Fastlands-Norge (Primicerio og Klementsen 1999; Woods 2011). På Svalbard finnes skjoldkreps og røye sammen i Straumsjøelva (Borgstrøm mfl. 2018).

Det er foretatt svært få undersøkelser av ektoparasitter på svalbardrøye, men det er rapportert fem cestode-arter. Hos to av disse, *Eubothrium salvelini* og *Proteocephalus exiguous*, er røye sluttvert, mens *Diphyllobothrium ditremum* har trolig smålom som eneste sluttvert på Svalbard (Hammar 2000; Svenning mfl. 2007). Ellers er det også beskrevet en nematode (*Philonema oncorhynchi*) og en copepode (*Salmoncola edwardsii*) (Kennedy 1978; Sobecka og Piasecki 1993).

2.4 Ferskvannsfisk på Svalbard

Røye er eneste ferskvannsfisk som lever og gjennomfører full livssyklus i innsjøsystemer på Svalbard (Figur 2-25), men det er påvist både trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og pukkellaks (*Oncorhyncus gorbuscha*) sommerstid i enkelte elver og innsjøer på øyriket. Stingsild er foreløpig kun påvist i Linnévatnet og Straumsjøen (Svenning mfl. 2015). Stingsild danner både stasjonære, anadrome og marinebestander. Den er relativt vanlig i Barentshavet, men er også fanget i havområdene langs sørvestkysten av Spitsbergen. På grunn av oppvarming av Barentshavet og havområdene i Nord-Atlanteren de senere årene, trekker stingsilda stadig lenger nordover under beitevandringen i havet (opplysninger fra Havforskningsinstituttet), og kan søke opp i ferskvann når den nærmer seg kjønnsmodning. Vi antar derfor at funnene av stingsild i innsjøer i Isfjorden, Svalbard, skyldes endringer i klima de senere årene (Svenning mfl. 2015). Selv om de få stingsildene vi fanget i ferskvann på Svalbard var kjønnsmodne, er det svært usikkert om stingsilda klarer å reprodusere i de relativt kalde og næringsfattige innsjøene på øyriket (Svenning mfl. 2015).

Pukkellaksen, som er den mest tallrike av de sju stillehavslaksartene, har vært påvist langs vestkysten av Svalbard helt tilbake til 1960-tallet. Dette skyldes en storstilt utsetting av yngel

av pukkellaks i elver på Kolahalvøya. De første utsettingene var basert på pukkellaks (rogn/yngel) i hovedsak fra elver i Sakhalin-området i perioden fra ca. 1956-1984. Senere (ca. 1985 til 1998) ble det overført rogn fra elver lenger nord, fra en elv i Magadan (Alekseev mfl. 2019). De første kjente fangstene av pukkellaks ble rapportert fra Woodfjorden og Widjefjorden (Gullestad 1973). Fangstene ser ut til å ha økt noe de senere årene. De fleste pukkellaksene fanges i havet om sommeren, samt i innsjøene på senhøsten (Svenning og Ozerov 2018). Disse er stort sett kjønnsmodne individer som trolig prøver å gyte i utløpselvene eller innsjøene. Pukkellaksen gyter imidlertid i rennende vann, og siden elvene på øyriket er tørre gjennom vinteren (9-10 måneder), og vanntemperaturen i innsjøene er svært lav vinterstid, er det svært usannsynlig at pukkellaksen vil være i stand til å reprodusere i vassdrag på Svalbard.

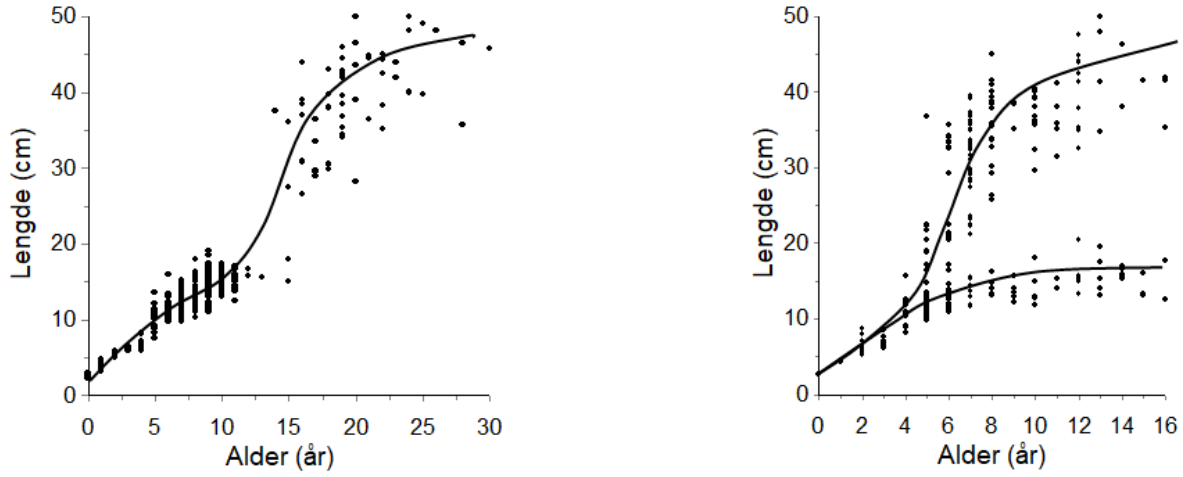
Det fanges også Atlantisk laks (*Salmo salar*) i havet rundt Svalbard, men det er aldri rapportert om fangster av laks i elver og/eller innsjøer på Svalbard (Svenning og Ozerov 2018). På grunn av kombinasjonen av uttørkede/frosne elver og lav vanntemperatur, er det ingen grunn til å tro at laks kan reprodusere i ferskvannssystemer på Svalbard. I mange gamle beretninger fra lokalbefolkningen på Svalbard, og særlig blant de som overvintret på øygruppa, ble det ofte nevnt at de fisket 'Spitsbergenlaks'. Dette var imidlertid sjørøye og ikke atlantisk laks.

Røye (*Salvelinus alpinus*) er verdens nordligste ferskvannsfisk. Den finnes hele veien rundt polhavet (Svenning 2008) og er den eneste ferskvannsfisk som lever og reproduserer i vassdrag på Svalbard (Figur 2-25). Her finnes den som oftest i to hovedformer (Figur 2-26); som ferskvannsstasjonær innlandsrøye ("stasjonærrøye") eller som anadrom røye ("sjørøye"). Det finnes trolig 100-150 innsjøer med stasjonær røye på Svalbard, mens betydelige bestander med sjørøye neppe finnes i mer enn 20 innsjøsystemer på øyriket. Sjørøya foretar en næringsvandring ut i havet om sommeren, mens stasjonærrøya lever hele livet i innsjøen. I innsjøene med sjørøye finnes også stasjonær ("resident") røye, dvs. individer som ikke vandrer ut i havet om sommeren. I innsjøer med kun stasjonærrøye vokser fisken sakte de første årene, mens veksten øker kraftig når de eventuelt slår over på fiskediett, dvs. blir kannibaler (Figur 2-26, venstre). I åpne innsjøer/vassdrag oppnår sjørøyene et kraftig vekstomslag når de vandrer ut i havet om sommeren, mens de stasjonære røyene sjelden blir større enn 12-18 cm (Figur 2-26, høyre). I noen av disse åpne innsjøsystemene kan imidlertid også de 'stasjonære' røyene slå over på fiskediett (blir kannibal) og/eller senere i livet begynne å leve som sjørøye (Svenning 2010a).

Den første grundige fiskeribiologiske undersøkelsen på Svalbard ble foretatt i Revvatnet ved Hornsund på slutten av 1960-tallet (Gullestad 1969, 1973). Senere har det vært flere undersøkelser i flere ti-talls vassdrag lokalisert fra sør på Spitsbergen til nordsiden av Nordaustlandet, spesielt i årene etter 1990 (se Svenning 1991, 1992a, b, 1993, 2002, 2004, 2008, 2010a, b, 2011, 2015; Svenning og Borgstrøm 1995; Hammar 1989; Gulseth og Nielsen 2000, 2001; Svenning og Gullestad 2002; Svenning mfl. 2007; Borgstrøm mfl. 2010, 2015a, b; Godiksen 2011; Godiksen mfl. 2011, 2012; Svenning og Ozerov 2018; samt referanser i disse publikasjonene).

Figur 2-25. Røye er eneste ferskvannsfisk på Svalbard, og finnes i innsjøer helt fra sørvestkysten av Spitsbergen til nordspissen av Nordaustlandet, samt på Barentsøya. Foto M-A. Svenning.

Undersøkelsene nevnt ovenfor omfatter både 'åpne' systemer, dvs. der røya sommerstid kan vandre ut i havet, og 'stengte' vassdrag der det kun finnes stasjonærrøye. Størrelsen på innsjøene varierer fra bare 0,017 km^2 (Borgdammane) til nærmere 8 km^2 (Femmilsjøen). Både åpne systemer med sjørøye og lukkede systemer med kun stasjonærrøye inngår i disse undersøkelsene. Undersøkelsene har i stor grad beskrevet viktige livshistorieparametere, samt vekst, diett, infeksjon av parasitter, kondisjon, kjøttfarge, osv. I flere tilfeller er det også benyttet oppgangsfeller for å telle antall oppvandrende sjørøyer, samt at det i noen tilfeller er foretatt bestandsestimater av hele bestanden. Diettundersøkelsene har også gitt verdifull kunnskap om tilgjengelige byttedyr i de ulike lokalitetene. Det er også utarbeidet en egen metodikk ('manual') for hvordan et forsøksfiske (prøvefiske) etter røye i innsjøsystemer på Svalbard bør gjennomføres (Svenning 2010b).



Figur 2-26. Eksempler på lengde ved alder hos røye i to ulike typer innsjøer på Svalbard; en innsjø med kun stasjonærrøye (Arresjøen, venstre), samt en innsjø med både stasjonær- og sjørøye (Vårfluesjøen, høyre). Vekstomslaget i Arresjøen skyldes overgangen til fiskediett (kannibalisme), mens vekstomslaget i Vårfluesjøen skyldes at noen individer blir anadrome (sjørøye) og foretar en næringsvandring ut i havet om sommeren. Hos de individene som ikke vandrer ut i sjøen, dvs. forblir ferskvannsstasjonære, stagnerer ofte veksten rundt 12-18 cm. I noen tilfeller kan imidlertid disse individene senere i livet slå om til 1) fiskediett og bli kannibaler, eller 2) til anadromi og leve som sjørøyer.

2.5 Kilder

Det finnes både kalde og varme kilder på Svalbard. Kalde kilder finnes spredt gjennom hele de vestlige Spitsbergen (Liestøl 1977; Salvigsen og Elgersma 1985), mens varme kilder finnes enkelte steder langs vestlige Spitsbergen hvor økt geotermiske gradienter indikere at permafrosten er tynnere enn i andre områder på Svalbard (Vågnes og Amundsen 1993; Haldorsen mfl. 2010).

Temperaturer i kalde kilder varierer fra så vidt over frysepunkt og opptil ca. 11 °C og de kjennetegnes enten ved mosematter eller er uten vegetasjon. Noen kan ha sitt utløp i eller i nærheten av innsjøer (Haldorsen mfl. 2002). Kalde kilder er lite undersøkt bortsett fra hydrologiske studier (f.eks. Orvin 1944; Liestøl 1996; Ross mfl. 2005). I perioden mellom istidene, når utbredelse av permafrosten øker på grunn av minkende breareal, vil også infiltrasjonsområder og avløp minke gradvis, og kun kilder assosiert med varme-baserte breer vil vedvare til neste istid (Haldorsen mfl. 2010).

De varme kildene på Svalbard fører vann fra større dyp enn det som er tilfellet for kalde kilder (Liestøl 1977). Varme kilder finnes innerst i Bockfjorden nord på Spitsbergen og ved Sørkapp-Hornsund forkastning på sydvest Spitsbergen. De varme kildene i Bockfjorden har temperaturer mellom 14 og 28 °C. I Bockfjorden ligger Jotunkjeldene (Figur 2-27) og Gyrekjelda nær sjøen, mens Trollkjeldene (Figur 2-28) ligger ca. 5 km innover fra fjordbotn. Det har vært flere studier av fysiske-kjemiske forhold i kildene (f.eks. Banks mfl. 1998, 1999; Reigstad mfl. 2011), men deres flora og fauna er lite undersøkt bortsett fra registrering av kransalger i Trollkjeldane (Landgangen 2000).

Figur 2-27 Jotunkjeldene i nærheten til sjøen i Bockfjorden, Nordvest-Spitsbergen. Foto: J. E. Brittain

Kildevannet i Bockfjorden kildene inneholder kalsiumkarbonat som avleires rundt kildefremspringet som kalkstein i såkalte sintre. Sintrene og kildefremspringet blir også noe oppvarmet av vannet. Det er spesielt to forhold som gjør at de økologiske forholdene i en varm kilde er unike. Det ene er at selve varmen gjør at arter kan forekomme langt utenfor sitt normale utbredelsesområde. Det andre er de kjemiske forholdene både i vannet og ellers på sintrene. Vannet er kalkrikt og har også andre kjemiske egenskaper som gjør vannmiljøet særegent (Banks mfl. 1998, 1999). Den terrestriske vegetasjonen inntil de varme kildene i Bockfjorden er godt undersøkt, og i området rundt de varme kildene finnes den høyeste konsentrasjonen av rødlistearter på Svalbard (Westergaard mfl. 2013). I selve Trollkjeldane, er to former av kransalger (*Chara canescens f. spitsbergensis og Chara canescens ssp. hoelii*) påvist (Landgangen 2000).

De termiske kildene i karstområdet ved Sørkapp, Trollosen og Fisosen, ligger noen få meter fra sjøen og det er målt vanntemperaturer på henholdsvis 4,1-6,3 °C og 12,9-15,1 °C (Reigstad mfl. 2011). Det strømmer ut saltholdig vann rik på H_2S og ammonium fra kildene. Det er målt en vannføring av ca. 10 m^3 ut fra Trollosen (Hjelle 1993). Det er stor vekst av trådformede mikroorganismer, dominert av autokton svoveloksiderende bakterier (Reigstad mfl. 2011). Disse utgjør næringsgrunnlaget for andre organismer som f.eks. rundormer.

Figur 2-28. Trollkjeldane ligger innerst i Bockfjorden, i Nordvest-Spitsbergen naturreservat. Foto M-A. Svenning.

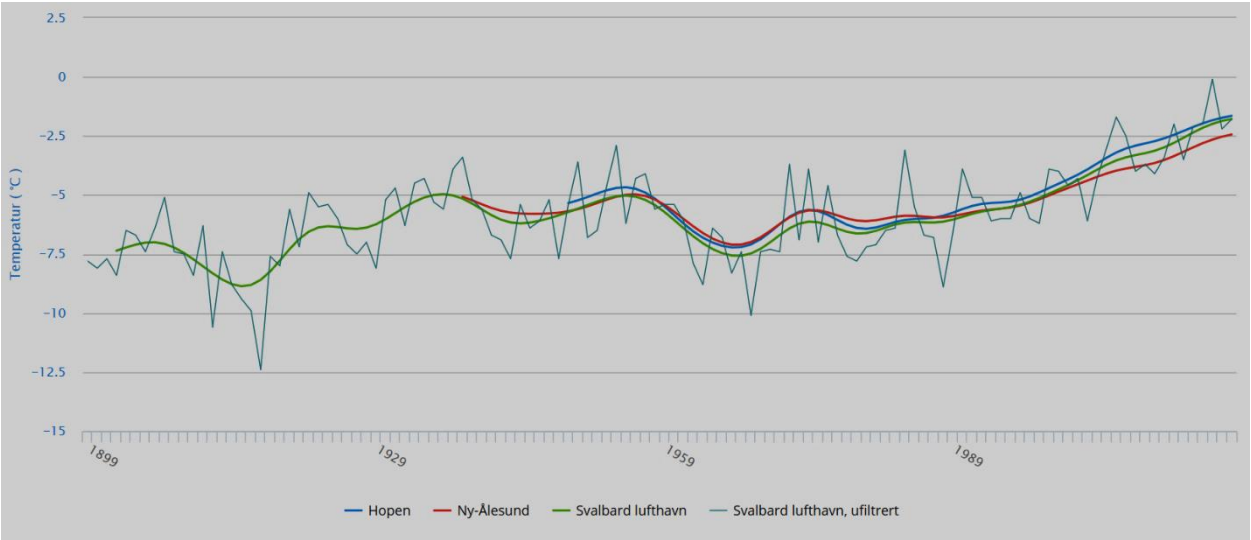
Arealet til varme kildene er begrenset og det er registrert forringelse i form av tråkkskader i mikrostrukturene på sintrene, samt bading i de største kildene (Hagen mfl. 2012). Varmekilder på Svalbard er vurdert som verneverdig og kritisk truet (CR) (Norsk Polarinstitutt 2014; Artsdatabanken 2018).

3 Påvirkninger og økologiske effekter

Vassdragene på Svalbard er utsatt for en rekke påvirkninger som kan endre det biologiske mangfoldet, som klimaendringer, eutrofiering, lokale og globale forurensninger, fysiske inngrep, beskatning og annen menneskelig aktivitet. Blant disse vil antagelig klimaendringer forårsake størst endringer i biologisk mangfold. Mens noen påvirkninger som f. eks. klimaendringer vil ramme alle vanntyper, vil andre påvirkninger ramme bare enkelte vanntyper. Et grunnleggende kunnskapshull på Svalbard er mangelen på basisdata om utbredelse av deler av ferskvannsfaunen, som f.eks. bunndyr (både på arts- og samfunnsnivå). Det eksisterer også et stort behov for å få etablert systematiske tidsserier for å påvise eventuelle forandringer i bunndyrsamfunn over tid. Smol mfl. (2005) viser hvorfor det haster med å få på plass denne typen bakgrunnsinformasjon, gjennom at de påviser hvordan bunndyrsamfunn i 55 innsjøer spredt ut over stor skala, alle i utgangspunktet tilsynelatende upåvirket av mennesker, har gjennomgått store endringer siden 1850.

3.1 Klimaendringer

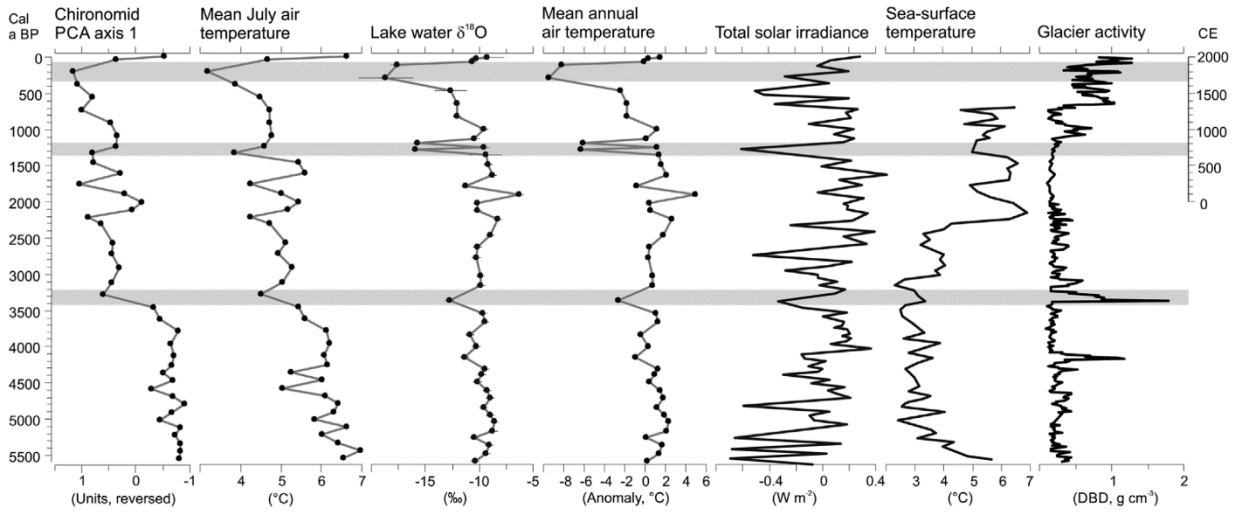
Temperatur- og nedbørsmålingene på Svalbard har foregått i mer enn 100 år, og er en av de lengste seriene i arktiske strøk (Figur 3-1). Årsmiddeltemperaturen i Longyearbyen, Svalbard, har økt med ca. 3 °C siden målingene startet i 1912 og frem til 2019. Gjennom denne perioden har det imidlertid også være store år-til-år variasjoner og store variasjoner på 10-års skala, med kalde perioder både tidlig på 1900-tallet og på 1960-tallet og milde perioder i 1930- og 1950-årene (Figur 3-1). Fra 1971 til 2017 var det en oppvarming på 3 - 5 °C, noe mindre i sør og mer i indre fjordstrøk, og med størst økning om vinteren og minst om sommeren. Svalbard er nå blant de områdene på jorden som varmes opp raskest. I de neste 100 år (1971-2000 til 2071-2100) forventes en økning på nesten 10 °C i gjennomsnittlig årstemperatur, der den beregnede økningen vil være er størst i nordøst og minst i sørvest (Hanssen-Bauer mfl. 2019).



Figur 3-1. Årsmiddeltemperatur ved de norske arktiske stasjonene på Svalbard. Dataene er filtrerte slik at variasjoner på tidsskala kortere enn 10 år er jevnet ut (data fra Meteorologisk institutt).

Det er imidlertid mulig å estimere lufttemperaturer flere tusen år tilbake ved hjelp av sedimentanalyser fra innsjøer på øyriket (Jones og Birks 2004; Luoto 2011). Dette skyldes at innsjøsedimentene inneholder biologiske komponenter, hovedsakelig kiselalger og fjærmygg,

men også ulike kjemiske stoffer produsert av planteplankton (se f.eks. Vaillencourt 2010). Disse fossile komponentene kan brukes for å rekonstruere historiske lufttemperaturer de siste 5-6 000 år på Svalbard (Figur 3-2; Luoto mfl. 2011). Pollen fra landvegetasjon kan gi informasjon om tidligere plantesamfunn på land, noe som også kan gi en pekepinn på temperaturforhold og produksjon i ferskvann (Wohlfarth mfl. 1995). I følge Luoto mfl. (2018) var lufttemperaturen på Svalbard rundt år 2000 omtrent som for 5500 år siden, mens temperaturen har steget svært raskt de siste 100-200 år. Blant annet viser resultatene til Luoto mfl. (2018) at gjennomsnittstemperaturen for juli har steget med hele 4 ^{o}C de siste 200 år, mens årsmiddeltemperaturen har steget med ca. 8 ^{o}C i løpet av de siste 100 år (Figur 3-2). Sammensetning av fjærmygg i sedimentene fra Svartvatnet viser også tydelig den kalde perioden under den lille istiden 350-50 år B.P (Luoto mfl. 2018), samt varmeperioden mellom 5500-5000 og ~2000 B.P. Videre har Guilizzoni mfl. (2006) vist endring fra mesotrofe forhold under varmeperioden på 1200-tallet til mer oligotrofe forhold under den lille istiden og frem mot vår tid. Nyere studier av miljø-DNA fra innsjøsedimentene bekrefter disse endringene (Voldstad 2018).



Figur 3-2. Rekonstruksjoner av blant annet gjennomsnittlig lufttemperatur på Svalbard gjennom de siste 5500 år, basert på sedimentanalyser fra Svartvatnet, Hornsund. Kalde klimaepisoder er merket i grått. Figuren er hentet fra Luoto mfl. (2018).

Gjennomsnittlig årsnedbør i Longyearbyen (Svalbard lufthavn) var 196 mm i perioden 1971 – 2000 (Hanssen-Bauer mfl. 2019). Det var små endringer i nedbør i denne perioden, men med en tendens til økning høst/vinter og minking vår/sommer. I perioden 1971-2000 til 2071-2100 ventes en økning i årsnedbør på ca. 35-65 % (Hanssen-Bauer mfl. 2019). I perioden 1980-2015 har avrenningen økt med mer enn 35 % (Hanssen-Bauer mfl. 2019). Dette skyldes delvis noe økt nedbør, mens det absolutt største bidraget skyldes økt nedsmelting av breene på grunn av stadig stigende lufttemperatur. Avrenningen, spesielt fra breene, antas å øke ytterligere mot slutten av århundret (2071-2100), på grunn av både stigende temperatur og økt nedbør (Hanssen-Bauer mfl. 2019).

Økningen i lufttemperatur, og til en viss grad også nedbør, vil skje vesentlig raskere i arktiske områder, som f.eks. på Svalbard, sammenlignet med andre steder på jorden (Førland mfl. 2011; Hanssen-Bauer mfl. 2019). Kunnskapen om effektene av klimaendringene på de ulike økologiske systemene i Arktis, er imidlertid svært mangelfull, og ventede effekter på de

limniske (ferskvann) økosystemene som følge av økt temperatur og nedbør er svært komplekse, med en rekke direkte og indirekte årsakssammenhenger (Prowse mfl. 2008). Økningen i temperatur og nedbør vil blant annet påvirke parametre som vanntemperatur, permafrost, istykkelse, iskvalitet, isperiode, avrenning, flompåvirkning, brepåvirkning og næringstilførsel. De antatt viktigste fysiske effektene på limniske økosystemer vil likevel være knyttet til varigheten av den isfrie perioden (tidspunkt for isgang og islegging), samt sommervanntemperaturen. I Linnévatnet har den isfrie perioden økt med ca. 10 dager de siste 10-15 årene, fortrinnsvis ved at isen legger seg senere på høsten (Svenning 2015). Det er generelt antatt at de fleste vassdrag i arktiske områder blir varmere på grunn av temperaturøkningen, samt at de vassdragene som endrer karakter fra brevassdrag til snøsmelting/nedbørsvassdrag trolig vil ha størst temperaturendring. Økningen i nedbøren vil trolig føre til at perioden med vann i elvene vil bli lengre, særlig utover høsten (Hanssen-Bauer mfl. 2019; Brittain mfl. i trykk). Dette vil også gi økt vannføring generelt, og flere nedbørsflommer i tillegg til vårflommen når snøen smelter. Effekter av ulike klimaendringer er allerede påvist, særlig på hydrologiske forhold (Haldorsen mfl. 2010; Hansen mfl. 2014; Nowak og Hodson 2013, 2014; Williamson mfl. 2015; Milner mfl. 2017), noe som vil kunne endre vassdragstypen og påvirke det biologiske mangfoldet.

Dersom breene i nedslagsfeltet smelter bort, kan vanntemperaturen i innsjøene øke, noe som igjen kan gi høyere primærproduksjon. Tining av permafrosten kan også føre til at flere grunne ferskvannslokaliteter på Svalbard forsvinner. Grunne dammer utgjør store arealer av eksisterende vannforekomster i Arktis. Disse ligger på permafrost, og vil drenere ved tining av denne, slik det har vært registrert blant annet i Sibir og Alaska (Smith mfl. 2005).

Permafrost kan defineres som grunn/jordlag (løsmasser og berggrunn) der temperaturen i løpet av to sammenhengende år ikke overstiger 0°C. Ved økende lufttemperatur vil permafrosten i bakken blir varmere, og begynner å tine i de øverste lagene. På Spitsbergen er den nåværende tykkelsen av det aktive laget, dvs. det laget som tiner og fryser hver sommer over permafrosten, på mellom 100 og 200 cm. Siden 2000 har tykkelsen av det aktive laget ved Janssonhaugen økt med henholdsvis 0,6 cm (i sedimenter) og 1,6 cm per år (i fjell). På Kapp Linné økte det aktive laget (i fjell) med 6,2 cm per år mellom 2009 og 2017 (Hanssen-Bauer mfl. 2019). Dette indikerer en oppvarming på Svalbard som har pågått over mange tiår.

Selv om økende temperatur generelt forventes å påvirke ferskvannssystemene kraftigst, kan en imidlertid tenke seg et annet scenario der økende snømengde kompenserer for økt temperatur, og dermed bidrar til at f.eks. isen på innsjøene faktisk tiner senere (Borgstrøm 2001; Christoffersen mfl. 2008). Et av svært få flerårige studier som er gjennomført i et Høyarktisk område, ble gjort i fire innsjøer på Nordøst-Grønland (Zackenberg) i perioden 1995 til 2007 (Christoffersen mfl. 2008). De undersøkte blant annet tykkelsen på snødekket om våren, tidspunktet for isgang og sommervanntemperaturen, og de fant stor årlig variasjon i tidspunktet for issmelting (mer enn en måned), samt en sterk positiv korrelasjon mellom snødybden om våren og tidspunktet for issmelting (se også Borgstrøm 2001). Det samme kan komme til å gjelde enkelte innsjøer i de nordligste områdene på Svalbard, der temperaturen er relativt lav og nedbør i form av snø antas å øke. Resultatene fra studiene til Christoffersen mfl. (2008) indikerer også det vil være svært utfordrende å kunne kvantifisere effektene av klima på limniske økosystemer på Svalbard. Dersom klimaendringene fører til økt snøfall på senhøsten og vinteren, vil isen bli mindre klar på grunn av innblandingen av snø, og/eller et tykkere snølag blir liggende på isen utover våren. Da vil lystransmisjonen reduseres (Vincent og Hobbie 2000) og/eller isen kan bli liggende lenger, noe som kan føre til lavere primærproduksjon. Den generelle oppfatningen at de kommende klimaendringene vil gi et varmere og lengre isfri periode for alle vassdragene på hele Svalbard, er derfor høyst usikker.

Gåsebestanden (Figur 3-3) på Svalbard har økt dramatisk de siste 40 år, som en følge av bl.a. redusert beskatning og klimaendringer (Pedersen mfl. 2013a, 2013b). Temperaturøkningen, som har ført til en lengre vekstsesong og økt plantedekke i viktige reproduksjons- og ernæringsområder for gjess på Svalbard og andre deler av Arktis, har hatt en positiv effekt på gåsbestandene. Tilstedeværelsen av gjess overlapper ofte med forekomsten av andre vannlevende fugler, men mens vadefuglene primært oppholder seg i selve vannforekomsten, vil gjess også bruke områdene rundt en vannforekomst. Påvirkningen fra gjess gjelder derfor både tilførsler av næringssalter til vannforekomsten (se kap. 3.2) samt fysiske endringer i form av nedbeiting («grubbing») og tråkk i strandsonen som potensielt kan føre til økt erosjon og økt turbiditet i vannforekomsten (Pedersen mfl. 2013a, 2013b). Selv om det er gjort studier av nedbeitingseffekter av gjess på Svalbard (Pedersen mfl. 2013a, 2013b), finnes det lite informasjon om hvilke effekter dette har for ferskvannsforekomstene (men se kap. 3.2). Det antas videre at gjess vil spille en viktig rolle i koloniseringen av planter og dyr til de mange nye vannforekomstene som dannes etter hvert som isbreene trekker seg tilbake.

Ved et varmere klima kan flere ferskvannsarter øke i antall og utbredelse, og arter med flerårig livssyklus kan bli ettårige. En undersøkelse av dammer og innsjøer, inkludert brakkvannsdammer, på Vest-Spitsbergen utført i 2014-2015 viste at flere krepsdyrarter hadde utvidet sin utbredelse (Walseng mfl. 2018), men det var også kommet til nye arter av krepsdyr som tidligere ikke var registrert på Svalbard (Dimante-Deimantovica mfl. 2018). Klimaendringene med tining av permafrost og tilbaketrekking av isbreene, fører til at nye områder gjøres tilgjengelige for ferskvannsarter. Etter hvert som temperaturen øker kan vi forvente at arter som tidligere hadde en mer sørlig utbredelse dukker opp på Svalbard. Siden Svalbard er geografisk isolert og de isfrie områdene er fragmenter, vil ferskvannsorganismene ha begrenset mulighet for aktiv spredning. Passivt kan imidlertid ferskvannsorganismene spres med vind, vann, dyr (herunder gjess og andre vannlevende fuglearter) og mennesker. Økning i gåsebestandene på Svalbard kan ha bidratt til lokal spredning av opprinnelige ferskvannsarter, men også etablering av nye arter (Alfsnes mfl. 2016; Dimante-Deimantovica mfl. 2018; Hessen mfl. 2019). Hvilke økologiske effekter de nylig introduserte krepsdyrartene har mht. den opprinnelige floraen og faunaen i Svalbards dammer og innsjøer er imidlertid uvisst.

Høyere vinter- og sommertemperaturer gir høyere tilvekst og produksjon i ferskvannsfasen hos arktiske fiskebestander, mens dette kan kompenseres kraftig ved økende nedbør i form av snø. Små endringer i lufttemperatur og nedbør har stor innvirkning på vannføringen i utløpselvene og dermed livshistorie og overlevelse hos f.eks. anadrom Svalbardrøye. Endret klima vil trolig endre konkurranseforholdet mellom resident (stasjonær) og anadrom røye (sjørøye). Høyere havtemperatur fører til at fiskearter beveger seg lengre nordover, noe som øker sannsynligheten for at nye arter etablerer seg i innsjøer på Svalbard. Et eksempel er stingsild som nå er funnet i to vassdrag på Spitsbergen (Svenning mfl. 2015).

Elvene på Svalbard er stort sett åpne bare et par måneder i året. Dette skyldes i stor grad kombinasjonen av lite nedbør og at grunnen er permanent frosset. Tidspunktet for når elvene tørker ut er ofte direkte avhengig av lufttemperaturen utover høsten, som igjen påvirker avrenningen fra isbreer i nedslagsfeltet (Svenning og Gullestad 2002). Økt temperatur utover høsten vil trolig forlenge elveperioden, såfremt temperaturen ikke har ført til at isbreene har minket så mye at de ikke lenger påvirker avrenningen til vassdragene. Elvene på Svalbard har således en svært viktig og sårbar funksjon som transportvei for anadrom røye som er på næringsvandring i havet i 5-8 uker om sommeren.

Klimaendringene på Svalbard vil kunne få både kumulative og synergistiske effekter på limniske systemer. Den projiserte globale økningen i temperatur og nedbør vil trolig øke transporten av miljøgifter til arktiske områder, og føre til at en enda større andel persistente miljøgifter (POP) og tungmetaller (kvikksølv) avsettes i Arktis. Effektene på organismer i limniske systemer vil trolig bli både kumulative og synergistiske (Wrona mfl. 2006). Endringer i ozonlaget i stratosfæren med påfølgende økt ultrafiolett stråling (UV) vil trolig også ha kumulative og synergistiske effekter på struktur og funksjon i limniske økosystemer (Hessen 2001). Selv om ozonlaget reduseres ytterligere, og stadig større deler av Arktis vil motta økende doser av UV-stråling de kommende tiårene, vil et eventuelt tynnere isdekke (og snølag) ha vesentlig større betydning. Den antatt største økningen i UV-stråling skjer på vårparten, og mengden is (og snø) vil direkte påvirke hvor mye av UV-strålene som blir reflektert. Den projiserte globale reduksjonen i snø- og isdekket på grunn av oppvarmingen, vil derfor generelt sett gi økende skadelige effekter på limniske dyr og organismer som tidligere var beskyttet av snø og is. I tillegg til økt avsetting av miljøgifter vil også miljøgifter som i mange tiår har ligget magasinert i snø- og isbreer nå frigjøres med smeltevannet og tilføres innsjøsystemene, med de mulige toksiske effektene dette påfører limniske planter, evertebrater og ferskvannsfisk. På grunn av lav omsetning og kroppsvekst, samt høy overlevelse, vil det hos toppredatorer (inklusive kannibaler) som for eksempel røye, skje en sterk bioakkumulering med svært høye verdier av PCB og kvikksølv i fiskekjøttet. Dette er blant annet vist for røya i Arresjøen på Danskøya der det ble funnet relativt høye verdier av tungmetaller i de eldre røyene (Rognerud mfl. 1998). I Ellasjøen, Bjørnøya, er det funnet ekstremt høye verdier av PCB i de største og eldste røyene i bestanden (Svenning mfl. 2004).

3.2 Eutrofiering

Arktiske systemer generelt er vurdert å være svært sensitive til strukturelle og funksjonelle endringer forårsaket av næringssalttilførsler og klimaendringer (Hobbie mfl. 1999). På grunn av kort vekstsesong og generelt næringsfattige forhold forventes det at økosystemene i arktiske dammer og innsjøer særlig responderer raskt på endringer i næringsbelastning og temperatur (Douglas og Smol 1994; Rouse mfl. 1997).

Med få unntak utgjør næringssaltbelastning knyttet direkte til menneskelig aktivitet en liten trussel på Svalbard. Kloakk fra bebyggelsen går som regel direkte ut i fjordene, men enkelte steder, som i Ny-Ålesund, ble kloakken i tidlig gruvetiden lagt ut på tundraen. Dette og annen virksomhet i området har resultert i en gjødsling av våtmarksområdene omkring Solvatnet.

Sjøfugl og gjess kan også bidra til gjødsling av ferskvann- og våtmarkssystemene (van Geest mfl. 2007; Hessen mfl. 2017; Mariash mfl. 2018). Som mange andre steder i Arktis, har bestanden av hekkende gjess økt dramatisk på Svalbard de siste 40 årene (Pedersen mfl. 2013a, b). Mens bestanden av kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*) er syvdoblet i denne perioden (Madsen mfl. 2017), har bestanden av kvitkinngås (*Branta leucopsis*) økt med mer enn tre ganger (Fox mfl. 2010). Studier av 21 dammer i Kongsfjorden, nær Ny-Ålesund, og Nordenskioldkysten, nær Capp Linné, avdekket en gradient i innholdet av næringssalter (nitrogen og fosfor), og at økt innhold av næringssalter hadde en sammenheng med tettheten av gjess (Van Geest mfl. 2007). Høyest innhold av totalt fosfor (75,9 µg P/L) og ortofosfat (42,1 µg P/L) ble målt i Solvatnet. Det ble imidlertid ikke registrert noen tilsvarende positiv sammenheng mellom innholdet av næringssalter og planteplanktonbiomasse, og det antas at den tette bestanden av *Daphnia* i disse arktiske dammene begrenset mengden av pelagiske alger gjennom en sterk 'top-down' kontroll (Van Geest mfl. 2007). En nyere studie av 25 dammer og innsjøer i samme område viste en sammenheng mellom størrelsen på gåsebestanden og

artssammensetningen hos planteplankton og invertebrater (Jensen mfl. 2019). Spesielt artsrikdommen av vannlopper (Cladocera) synes å øke med økende konsentrasjon av næringssalter og tettheten av gjess og annen vannlevende fugl (Alfsnes mfl. 2016; Hessen mfl. 2019). Videre er det registrert økt genetisk diversitet hos vannloppen *Daphnia* i næringsrike dammer med høy tetthet av fugl sammenlignet med mer næringsfattige lokaliteter (Alfsnes mfl. 2016). Hvorvidt økt diversitet er en effekt av eutrofiering per se eller skyldes introduksjon av nye arter gjennom spredning med fugl (se kap. 3.1), er ikke kjent, men det er grunn til å tro at begge prosesser kan finne sted samtidig. Paleolimnologiske studier av innsjøer i Hornsund-området (sørlige Spitsbergen) og på Nordaustlandet viste økt produktivitet og endring i invertebratfaunaen som var sammenfallende med økning i gåsebestanden på Svalbard (Luoto mfl. 2014, 2016).

Figur 3-3. Ærfugl ved en ferskvannsdam på Nordvest-Spitsbergen. Foto J. E. Brittain.

Selv om tettheten av gjess har økt også i Longyearbyen, er det ikke gjennomført noen studier for å kartlegge om dette har hatt noen effekt på vannkvaliteten i Isdammen[2], drikkevannkilden til befolkningen i Longyearbyen. Både Tvillingvatnet, Isdammen og de øvrige drikkevannskildene på Svalbard er imidlertid relativt grunne (med unntak av Linnévatnet er de grunnere enn 8 m), og ved fravær av en slik sterk 'top-down' kontroll som beskrevet over vil man kunne anta at disse drikkevannskildene ville være sårbare for økte næringssalttilførsler.

3.3 Langtransporterte forurensninger

Svalbard mottar små mengder langtransporterte forsurende forbindelser av svovel og nitrogen, så kaldt sur nedbør, sammenlignet med Fastlands-Norge og resten av Europa (AMAP 1997; Aas mfl. 2019). Tålegrensen for forsuring er høy, på grunn av høy syrenøytraliserende kapasitet, og ikke overskredet for store deler av Svalbard (Lien mfl. 1995). Basert på vannkjemiske analyser fra totalt 162 innsjøer på Svalbard inkludert Bjørnøya, undersøkt i 1990-92, var tålegrensen for forsuring overskredet for kun 5% av de isfrie delene av Svalbard, og kun

[2] Må ikke forveksles med drikkevannskilden til Svea ved Van Mijenfjorden, som også heter Isdammen.

i de nordligste områdene (Lien mfl. 1995). Målinger fra Ny-Ålesund viser at konsentrasjonen av forsurende forbindelser har vært avtagende siden midten av 1980-tallet (AMAP 1997; Aas mfl. 2019), og forsuring vurderes derfor å være en ubetydelig miljøtrussel for ferskvannssystemene på Svalbard i dag. Det er ikke dokumentert noen effekter av forsuring verken på invertebrater eller fisk på Svalbard (Lien mfl. 1995).

Miljøgifter som PCB transporteres til områdene rundt Svalbard via atmosfære og havstrømmer og med fugler og andre dyr. På grunn av restriksjoner har bruken avtatt kraftig de senere årene og stoffet er nå forbudt. I Ellasjøen på Bjørnøya ble PCB-nivået i sedimentene redusert med 30 % i perioden 1970-2000. PCB tas opp av ulike organismer og konsentrasjonen øker oppover i næringskjeden. Røye som beiter dyreplankton og fjærmygg fra de lavere nivåene i næringskjeden, vil derfor akkumulere langt mindre miljøgifter enn fiskeeterne/kannibalene (Svenning mfl. 2004). Sysselmannen på Svalbard laget i 2011 en kunnskapsstatus for PCB på Svalbard, inklusive ferskvannsøkosystemene (Anon 2011). Det finnes også lokale kilder til PCB, og forhøyede nivåer er funnet i bunnen av alle innsjøer som er undersøkt. Gjennomsnittskonsentrasjonen av ∑7PCB i sedimenter fra innsjøene på Svalbard var 10,1 ng/g tørrvekt (tv), mens gjennomsnittet for fastlandet var om lag 1,9 ng/g tv. Ellasjøen på Bjørnøya og Kongressvatn på Spitsbergen hadde de høyeste nivåene med henholdsvis 24,25 respektive 15,79 µg/kg ∑7PCB tv. Russiske målinger fra Stemmevatn og Grøndalselva viser konsentrasjoner av ∑7PCB i sedimenter på hhv. ca 1-4 µg/kg og 1-2 µg/kg.

Det er påvist forhøyet nivåer av både PCB'er og DDT i skjolddkreps, *Lepidurus arcticus*, fjærmygg og røye fra Ellasjøen på Bjørnøya (Evenset mfl. 2005). Nivåene av PCB i dyreplankton, bunndyr og røye er mye høyere i Ellasjøen enn i en Øyangen, en annen innsjø på Bjørnøya. Undersøkelser sent på 1990-tallet viste at dyreplanktonet i Øyangen inneholdt bare 1 ng PCB per g våtvekt, mens nivået i dyreplanktonet i Ellasjøen var 16 ganger høyere. Fjærmygg i Ellasjøen inneholdt nesten 50 ng PCB per g, dvs. 10 ganger høyere enn PCB-innholdet i skjoldkreps i Øyangen. PCB-nivået i de minste røyene (10–11 cm) utgjorde 100 ng i Øyangen og 500 ng/g våtvekt i Ellasjøen. Det er derfor ingen overraskelse at PCB-belastningen i de store kannibalrøyene i Ellasjøen var flere titalls ganger høyere enn hos røyene i Øyangen (Svenning mfl. 2004). PCB-nivåene hos organismene som lever i Ellasjøen, er de høyeste som er registrert i noen innsjø i nordlige/arktiske områder.

En undersøkelse av røye fra innsjøer som benyttes til fritidsfiske, viser at PCB er den dominerende miljøgiften i fisk fra alle de undersøkte innsjøene (Christensen mfl. 2011). Nivåene av PCB i røye fra Ellasjøen på Bjørnøya overskrider grenseverdier for humant konsum satt av US Environmental Protection Agency og EU. Også røye fra Richardvatn, Arresjøen og Annavatn (alle på Svalbard) hadde forhøyede nivåer av miljøgifter sammenlignet med fisk fra Laksvatn på Bjørnøya, samt Ratjørna, Diesetvatn, Linnévatn og Straumsjøen (alle på Spitsbergen). Tilførsel av miljøgifter via guano fra sjøfugl er sannsynligvis årsaken til de forhøyde nivåene av PCB i fisk fra Ellasjøen, Arresjøen og Richardvatn (Evenset mfl. 2007). Konsentrasjonen i røye fra sjørøyevassdrag (Linnévatn, Straumsjøen, Diesetvatn) var lavere enn i fisk fra innsjøer med kun stasjonær røye (Evenset mfl. 2007).

Det er også foretatt undersøkelser av nivå av kvikksølv hos røye fanget i to innsjøer på Bjørnøya (Ellasjøen og Laksvatn) og syv innsjøer på Svalbard (Ratjørna, Linnévatn, Straumsjøen, Diesetvatna, Arresjen, Annavatnet og Richardvatnet), samt av sjørøye fanget i Liefdefjorden (Christensen og Evenset 2011). Fisk fra Arresjøen hadde de høyeste nivåene av Hg i muskel (gjennomsnitt 0,33 mg/kg våtvekt), fulgt av fisk fra Ellasjøen (gjennomsnitt 0,22 mg/kg). I fisk fra de andre innsjøene varierte Hg-konsentrasjoner fra 0,01 – 0,07 mg/kg. Vi antar at de høye verdiene i Arresjøen skyldes at analysene er foretatt på relativt gammel kannibalrøye, mens de

høye verdiene fra Ellasjøen skyldes kontaminering via sjøfugl (se Svenning mfl. 2004). Kvikksølv-nivåene fra alle innsjøene er imidlertid betydelig lavere enn grenseverdien EU har satt for fisk til konsum (0,5 mg/kg). Fisk med høyere nivå enn 0,5 mg Hg/kg kan ikke omsettes.

3.4 Beskatning

Fram til 1978 foregikk det nærmest et fritt fiske etter Svalbardrøye (Figur 3-4). I 1978 kom det egne forskrifter, der det ble innført forbud å fiske etter ferskvannsfisk i perioden 26. juli til 10. august (se Gullestad 1969, 1973). Utenom denne perioden var det tillatt å fiske både med stang, handsnøre og garn i ferskvann hele året, men kun med garn med minimum 40 mm maskevidde (Svenning 1987). På bakgrunn av fiskeribiologiske undersøkelser i perioden 1987-1992 (Svenning 1992a) ble maskevidden økt til 52 mm (vassdrag med sjørøye). Det harde fisket med garn førte også til at Sysselmannen innførte fiskeforbud i Vårfluesjøen, Diesetvatna og Linnévatnet fra 1993-1997. I 1997 kom en egen forskrift om forvaltning av Svalbardrøye, der minimum maskevidde ble satt til 52 mm for både anadrome og stasjonære bestander. Etter hvert ble det også innført fiskekort for alt røyefiske, og det ble påbudt med fangstrapportering, samt at all fisk skulle lengdemåles og fiskehodene skulle leveres Sysselmannen slik at øresteinene kunne benyttes til aldersbestemmelse.

Figur 3-4. Fritidsfiske etter svalbardrøye er attraktivt og kvaliteten på nytrukken sjørøye, med rødt og velsmakende kjøtt, er ubeskrivelig. Foto M-A. Svenning.

I de aller nyeste forskriftene, endret gjennom høstingsforskriftene i 2008, ble det stilt krav om at den framtidige forvaltningen av Svalbardrøye skulle være kunnskapsbasert og bestandsspesifikk. Fra og med 2009 har det derfor bare vært åpnet for fiske i 24 innsjøer på øyriket (Figur 3-5). Det ble også innført spesifikke kvoter, dvs. hvor mange røyer over 25 cm det er tillatt å fiske i hver innsjø i løpet av året. Dette forutsetter ikke bare generell god kunnskap om Svalbardrøye, men også en mer detaljert kunnskap om fisketetthet og bestandsstruktur, samt noe kunnskap om de viktigste livshistorieparametrene som beskriver strukturen i hver enkelt bestand. I høringsutkastet til forskrift om fiske etter røye på Svalbard i 2011, med frist 1. desember 2010, ønsket Sysselmannen, i samarbeid med øvrige faginstanser å utarbeide *en røyestrategi for den fremtidige forvaltningen av røye på Svalbard*", og der" *strategien vil beskrive metodikk for prøvefiske/forskningsfangst, og foreta en prioritering av vannene med hensyn til videre undersøkelser og oppfølging*". I denne sammenhengen ble det utarbeidet standardiserte metoder for prøvefiske etter røye i ulike innsjøsystemer på Svalbard (se Svenning 2010b).

Figur 3-5 Kart over Svalbard med lokalisering av de 24 innsjøene (vassdragene) hvor det har vært tillatt å fiske etter røye de siste årene (fra Svenning 2008).

Innsjøene/vassdragene med sjørøye på Svalbard er svært attraktive for fiskerne. I de fleste vassdragene vandrer sjørøya ut i havet i månedsskiftet juni/juli og vandrer tilbake til innsjøene igjen i løpet av august. Sjørøye som vandrer tilbake etter oppholdet i havet, har grønnmarmorert rygg, er relativt feit, har rød kjøttfarge og er svært attraktiv som matfisk. Fisket i innsjøene er derfor mest populært fra midten av august og utover i september. I de siste årene har imidlertid sjøfisket blitt mer populært, og foregår som oftest i første halvdel av august. Beskatningen av flere sjørøyebestander på Svalbard var svært høy i 1970- og 1980-årene, og i første halvdel av 1990-tallet ble derfor noen av de viktigste sjørøyevassdragene totalfredet for fiske (Svenning 2010a). Dette førte heldigvis til at mange av sjørøyebestandene tok seg kraftig opp igjen. I 2005 ble det registrert over 3 000 sjørøyer på oppvandring i Vårfluesjøen (Skogstad og Skogstad 2006), og i Linnévatnet ble det allerede i 2008 registrert nærmere 2 000 sjørøyer på oppvandring

(Ebne 2009). I 2017 ble det også registrert om lag 2 000 sjørøyer på oppvandring i Linnévatnet (Bergane 2018).

Andelen kjønnsmodne individer i sjørøyevassdragene er relativt lav, og fangbarheten på de største individene, spesielt ved garnfiske, er svært høy (Borgstrøm mfl. 2010; Svenning 2010a). Det er derfor viktig å tilpasse beskatningen slik at en unngår for høy beskatning på de største og kjønnsmodne individene. I de åpne vassdragssystemene, der røya kan vandre mellom ferskvann og saltvann på sommeren, finner en som oftest både sjørøye og stasjonærrøye. Her kan det også forekomme oppsplittinger innad hos den stasjonære fraksjonen. Dermed kan det oppstå flere røyeformer innenfor samme vassdrag, noe som har store konsekvenser for forvaltningen av bestandene. En lignende oppsplitting i dvergrøyer og kannibaler kan finne sted i de 'lukkede' vassdragene (der fisk ikke kan vandre fra havet og opp i innsjøen). I Arresjøen er det til og med påvist store genetiske forskjeller mellom dverg- og kannibalrøyene (Svenning 2008). En skjev beskatning, der de mest attraktive og største individene (kannibal- og/eller sjørøye) beskattes mest, vil i første omgang føre til at mengden stor fisk reduseres. På lengre sikt kan beskatningen starte en irreversibel prosess der en genetisk del av bestanden utarmes, og innsjøene kan etter hvert blir dominert av små og saktevoksende individer (Svenning 2010b). Svalbardrøya er derfor svært sårbar for beskatning, og en for høy beskatning av stor fisk kan endre både bestandsstrukturen og den genetiske sammensetningen i bestanden.

I Svalbardmiljøloven er det lagt til grunn at høsting (f.eks. røyefiske) skal være et lokalt rekreasjonstilbud, og en viktig friluftsaktivitet for fastboende og tilreisende på Svalbard. Målsettingene for høsting av røye på Svalbard skiller seg fra fastlandet, der bærekraftig høsting er det viktigste prinsippet. Svalbardrøya skal forvaltes slik at dens naturlige produktivitet, mangfold og leveområder bevares. Innenfor denne rammen kan det finne sted en kontrollert og begrenset høsting, men kun dersom dette ikke påvirker bestandenes sammensetning og utvikling nevneverdig. Rammene for høsting av røye er dermed vesentlig annerledes og mer begrenset på Svalbard enn på fastlandet.

For å unngå for sterk og skjev beskatning ble det i 2008 innført kvoter i de 24 innsjøene som ble åpnet for fiske (Figur 3-5). I alle innsjøene kunne både lokale og 'turister' bruke stang/handsnøre. I tillegg kunne lokalbefolkningen fiske med garn i noen av innsjøene. Selv om kvotene ble forsøkt tilpasset størrelsen på bestandene, var kunnskapsnivået såpass lavt i de fleste vassdragene, at kvotene neppe gjenspeilet det reelle høstingspotensialet (Svenning 2010a). Kvotene (kun fisk over 25 cm) varierte fra 10 til 150 fisk mellom de ulike innsjøene, og var totalt på 1110 fisk per år. Årlige fiskekort har utgjort i størrelsesorden 75 garn- og 200 håndredskapskort. Gjennomsnittlig har det i de siste årene blitt fanget mindre enn 200 røye årlig i de 24 innsjøene, tilsvarende i underkant av 10 fisk per innsjø per år. Fangstene varierer imidlertid sterkt mellom innsjøene, og i noen innsjøer har det i enkelte år vært fanget opp mot 100 fisk. Til sammenligning ble det fanget gjennomsnittlig 111 sjørøyer årlig i havet (saltvann) i perioden 2008-2018. Fiske med garn har svært stor fangbarhet og bare noen få døgns fiske kan ta ut hele årskvoten i en innsjø (Borgstrøm mfl. 2010). Selv moderate uttak av fisk kan ha store negative effekter på bestanden (Svenning 2010a), og garnfisket i innsjøer på Svalbard blir trolig forbudt om noen år.

I de siste årene har garnfisket i sjøen (havet) økt og i enkelte år har det blitt tatt mer sjørøye i sjøen, enn i de 24 'åpne' innsjøene til sammen. Dagens regelverk for garnfiske i sjøen innebærer derfor at sårbare sjørøyebestander kan bli beskattet uten nærmere regulering når de vandrer ut i sjøen på sommeren. Samtidig som Sysselmannen ønsker å gjøre regelverket og forvaltningsopplegget enkelt og mer effektivt, har Miljødirektoratet gitt klare signaler på det ikke skal åpnes for fiske etter røye i sjøen, *med mindre det foregår på bestander som tåler det*

(Anon. 2016). Dette innebærer at et framtidig garnfiske i sjø forutsetter at en vet hvilke røyebestander som beskattes, eller hvilke vassdrag fisken stammer fra.

3.5 Fremmede arter

Flere terrestriske plante- og dyrearter er introdusert på Svalbard (se f.eks. Coulson 2015), men det er ikke kjent hvilke ferskvannsarter arter som er blitt spredd til Svalbard av mennesker, bortsett fra pukkelaks. Pukkellaks har vært fanget på Svalbard helt tilbake til tidlig på 1960-tallet (Gullestad 1973), men fangstene ser ut til å ha økt noe de senere årene (Svenning og Ozerov 2018). Observasjonene av stingsild i to innsjøer på Svalbard (Svenning mfl. 2015) skyldes trolig økende havtemperatur i havområdene utafor kysten av Svalbard, der kjønnsmodne individer søker inn mot ferskvann for å gyte. De nye artene av krepsdyr som er registrert på Svalbard er mest sannsynlig spredd med gjess eller andre vannlevende fugler (se kap. 3.1).

3.6 Inngrep i vassdrag – hydromorfologisk påvirkning

Flere vassdrag i nærheten av bebyggelsen har vært kanalisert og forbygd for å hindre at de flommer over bebygd områder (Figur 3-6). Dette betyr som regel mer ensartet elvemorfologi og dermed mindre habitatmangfold. Det er også bygd bruer over elvene, noe som påvirke elvedynamikken.

Figur 3-6. Longyearelva i Longyearbyen. Vassdragsinngrep ved kryssing av vei og dosering langs elvebredden for å forhindre flom i vassdragsnære områder. Foto J.E. Brittain

I forbindelse med bosettingene er det behov for drikkevannsreservoar, og drikkevannskildene finnes i dag i Longyearbyen, Svea, Ny-Ålesund, Barentsburg, Pyramiden og Isfjord radio. Hvor det ikke finnes en egnet innsjø, lages enten en kunstig innsjø (f.eks. dammen ved Svea) eller en opprinnelig innsjø (f.eks. Isdammen ved Longyearbyen; Figur 3-7, 3-8) demmes opp.

Figur 3-7. Tvillingvatnet, drikkevannsreservoar for Ny-Ålesund. Tilsig av grunnvann påvirkes av klimaendringer. Elvesletta til Bayelva sees i bakgrunnen. Foto M. Sund, NVE.

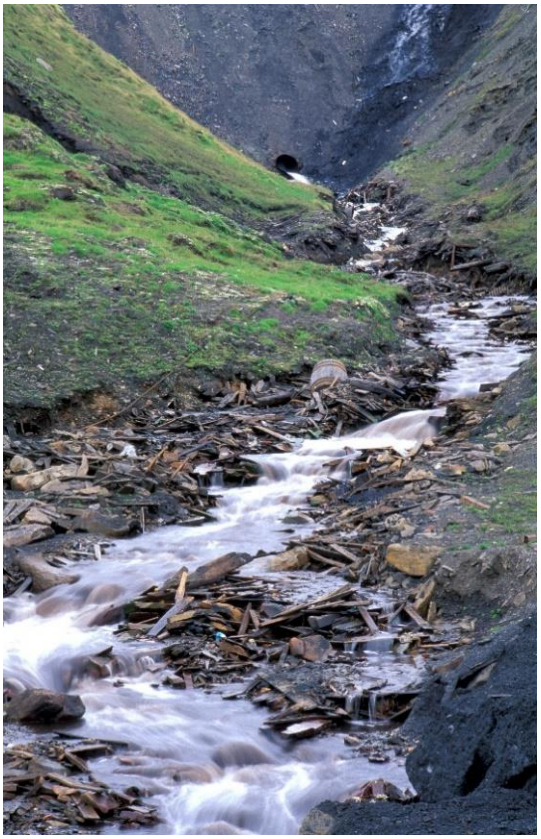
Isdammen ved Longyearbyen ble skapt som drikkevannskilde allerede før andre verdenskrig. Den besto opprinnelig av et større (Store Isdam) og flere mindre vatn (Isdammane) som ble oppdemmet ved bygging av en 3-4 meter høy og nesten 2,5 kilometer lang demning over utløpet av Endalselva, like før samløpet med Adventelva. Demningen fungerer også som vei videre oppover Adventdalen. Isdammen er rundt 2,5 km lang og 0,6 km bred, med et areal på 1,4 km² og med et nedbørfeltareal på 36 km². Høyeste vannstand er 3,3 meter over havet og maks. magasinvolum er 2,7 mill. kubikkmeter og maksimal dybde er 4,95 m. Isdammen med demningen er registrert som kulturminne.

Figur 3-8. Demningen ved Isdammen. Foto: NVE/Simon Oldani

3.7 Gruvedrift

Det har vært drevet gruvevirksomhet, primært etter kull, flere steder på Svalbard. Dette har påvirket ferskvannsystemer lokalt. I de vassdrag som er direkte berørt av gruvevirksomhet er det en del miljøkonsekvenser, blant annet fra utstyr og materiale brukt under virksomheten og det som ligger igjen etter gruvevirksomheten har sluttet (Figurene 3-9).

Både tungmetaller og radionuklider frigjøres i forbindelse med kullgruvevirksomhet og kan kontaminere elver og innsjøer. Studier ved Ny-Ålesund (Downdall mfl. 2004) har dokumentert økt konsentrasjoner av ^{40}K, samt uran og thorium-isotoper i jordprøver i områdene kontaminert av tidligere gruvevirksomhet. Det er ikke tatt prøver i ferskvannet, men konsentrasjoner i vassdrag, med unntak av de som er direkte knyttet til gruvevirksomhet, er sannsynligvis lave. Vannprøver tatt i Bayelva og Londonelva (Nordum 2012) viser generelt lave konsentrasjoner av oppløste sporelementer, og konsentrasjonene er under grenseverdier satt av norske myndigheter for metaller i ferskvann. Gruvevirksomhet øker antagelig avløp fra grunnvannet og kan lokalt har smeltet permafrosten (Haldorsen mfl. 1996).



Figur 3-9. Rester etter kullgruvevirksomhet langs en bekk ved Barentsburg. Foto: NVE/Arne Hamarsland.

3.8 Turisme og forsking

Lokalt kan turistvirksomhet påvirker ferskvannsystemer, men generelt er effekten liten. Dette er i kontrast til terrestriske systemer hvor økt ferdsel kan ha alvorlige konsekvenser for jordsmonn og vegetasjonen (Hagen mfl. 2012; Westergaard mfl. 2013; Øien og Kaltenborn 2020). Det er påvist slitasje og påvirkning fra besøkende ved de varme kildene ved Bockfjorden. Det gjelder spesielt Jotunkildene som ligger relativt lett tilgjengelig fra sjøen og besøkes oftest av turister. Slitasjen består i tråkkskader i mikrostrukturene på sintrene (Hagen mfl. 2012; Norsk Polarinstitutt 2014). Det har også vært eksempler på bading i Trollkjeldane, noe som

klart har påvirket vegetasjonen i kildene. På grunn av svært lite utbredelsesareal og langsom pågående forringelse forårsaket av besøkende er naturtypen varmekilde rødlistet i kategori "kritisk truet" (CR) (Artsdatabanken 2018).

Oljesøl fra cruiseskip og/eller fiskebåter kan potensielt sett ha skadelig effekt på sjørøye under næringsvandringen i saltvann. Sjørøye er ute i sjøen/havet i ca. 5-6 uker i løpet av perioden fra slutten av juni til midten av september. Sjørøya oppholder seg kystnært under sjøoppholdet og de noen ti-talls sjørøyevassdragene er lokalisert fra sørvestsiden av Spitsbergen (Hornsund) til nordsiden av Nordaustlandet.

Miljøkonsekvensanalyser er gjennomført i forskningssamfunnet Ny-Ålesund (Shears mfl. 1998, Sander mfl. 2006). Ingen studier på ferskvannsøkosystemer har vært utført, men det ble pekt på mulig effekter på et oljeutslipp i 1986 på Solvatnet og avrenning fra søppeldeponier og tidligere gruvevirksomhet. Det er nå innført kontrolltiltak på drivstofflagring og eldre deponier, og område kontaminert av drivstoffutslipp har vært stabilisert (Sander mfl. 2006). Forskningsinfrastruktur har generelt liten innvirkning på ferskvannsystemer. Større anlegg som f.eks. NVEs vannføringsstasjon i Bayelva, vil påvirke vassdragsdynamikken lokalt, men vil neppe har noen innvirkning på biologisk mangfold i vassdraget.

Fiskebiologiske undersøkelser på Svalbard, der fiske etter røye inngår, bør foregå varsomt. Dette skyldes blant svært høy fangbarhet av stor sjørøye og kannibaler ved garnfiske, noe som kan føre til for høyt uttak av stor fisk. Det er utarbeidet en egen metodikk for prøvefiske etter røye på Svalbard (Svenning 2010b).

4 Anbefalinger for fremtidig overvåking

4.1 Kriterier for utvelgelse av overvåkingslokaliteter

4.1.1 Generelt

Forslag til aktuelle vannforekomster for framtidig overvåking av ferskvann på Svalbard tar utgangspunkt i en sammenstilling av metadata fra elver og innsjøer på Svalbard og Bjørnøya, gjennomført av den norske ekspertgruppen (N-FEN) i 2015-2017 som grunnlag for det videre arbeidet med 'State of Arctic Freshwater Biodiversity Report' (Lento mfl. 2019). Oversikten omfatter de fleste elver og innsjøer der det foreligger data fra tidligere undersøkelser (se vedlegg 2). Kaste mfl. (2011) presenterer et forslag til overvåkingsprogram for overvåking effekter av klimaendringer i ferskvann. Forslaget gjelder kun Fastlands-Norge, men vi har, så langt mulig, tatt utgangspunkt i de anbefalinger som er gitt i denne rapporten mht. utvelgelse av vannforekomster og parametere for framtidig overvåking. Vi har lagt spesiell vekt på at vannforekomstene skal være representative mht. viktige miljøgradienter, herunder variasjon i klimatiske og geologiske forhold og de viktigste nåværende og framtidige påvirkninger. I tillegg er tidligere undersøkelser i de aktuelle vannforekomstene tillagt vekt, og det er også tatt hensyn til fysisk tilgjengelighet og andre praktiske forhold. Mer informasjon om utvelgelseskriteriene følger nedenfor.

4.1.2 Miljøgradienter og menneskeskapte påvirkninger

For å kunne vurdere effekten av framtidige miljøendringer i Arktis, er det nødvendig å etablere et overvåkingsnettverk som tar hensyn til de viktigste naturlige miljøgradienter og menneskeskapte påvirkninger (Lento mfl. 2019).

Klimatiske forhold (primært nedbør og temperatur) utgjør en særlig viktig miljøgradient på Svalbard. Klimatiske forhold, og framfor alt vanntemperaturen, har betydning både for biologien i elvene/innsjøene, men også for de økologiske prosessene. En vurdering av effekten av klimaendringer og andre påvirkninger bør ta hensyn til naturlige variasjoner i klima, og utvalget bør derfor omfatte overvåkingslokaliteter langs en sør-nord gradient (temperatur og brepåvirkning). Av praktiske årsaker og med basis i tidligere undersøkelser foreslår vi at en slik gradient etableres på Vest-Spitsbergen. For å kunne forenkle den videre utvelgelsesprosessen har vi gruppert aktuelle elver/innsjøer i fem geografiske områder på Spitsbergen (tilhørende bosetninger, forskningsstasjoner er angitt i parentes):

1) Sør-Spitsbergen, fra Sørkapp nord til og med Van Mijenfjorden (Hornsund),

2) Isfjordområde (Isfjord radio, Barentsburg, Longyearbyen),

3) Midt-Spitsbergen, Kongsfjordområde (Ny Ålesund),

4) Nordvest-Spitsbergen, fra Kapp Mitra nord til Gråhuken,

5) Spitsbergen nord, fra Gråhuken til Mosselhalvøya (området rundt Wijdefjorden)

Som et alternativ til en sør-nord gradient, kan det eventuelt etableres en vest-øst klimagradient på Vest-Spitsbergen fra ytterst på kysten til de indre fjordstrøk Vi foreslår at hvert geografisk område er representert med minimum en elv og en innsjø, gjerne med andre typer vannforekomster (dammer, kilder) i tillegg.

I tillegg til klima bidrar også andre miljøfaktorer til naturlig variasjon i fysisk-kjemiske, hydromorfologiske og biologiske forhold, noe som igjen har betydning for vannforekomstenes følsomhet for ulike påvirkninger. Etablering av naturtyper[3], basert på de viktigste miljøfaktorer, kan bidra til å håndtere naturlig variasjon på en måte som forenkler den videre prioriteringen av vannforekomster. I forbindelse med implementering av vannforskriften i Norge er norske innsjøer og elver gruppert i vanntyper som har forskjellige naturgitte miljøforhold med tanke på geologi, klima og morfologi (se Veileder 02:2018; Direktoratsgruppen for vanndirektivet 2018). Formålet med en slik typologi er å få et begrenset og håndterbart antall naturgitte typer, der den naturlige variasjonen innen hver vanntype er mindre enn variasjonen mellom typer.

4.1.3 Typologi

Det foreligger så langt ikke noe endelig forslag til ferskvannstypologi for Svalbard. Basert på kunnskap om fysiske-, kjemiske og biologiske forhold, følger her en vurdering av hvilke forhold som det bør tas hensyn til ved etablering av en ferskvannstypologi for Svalbard. Inndeling av vannforekomstene på Svalbard i ulike vanntyper kan gjøres på flere måter. Med utgangspunkt i vannforskriftens typologi er det særlig variasjon i kalsiuminnhold og turbiditet som er interessant. Kalsiuminnhold (som ofte er korrelert med pH) og innholdet av sjøsalter har betydning for vannforekomstenes bufferkapasitet mot forsuring og andre forurensninger (tungmetaller og andre miljøgifter). Det er lite kunnskap om hvordan ferskvannsflora og -fauna varierer med kalkinnholdet i Svalbards vannforekomster. Det finnes både kalkfattige, moderat kalkrike og kalkrike ferskvannsystemer på Svalbard, Jensen mfl. (2019) viser at ledningsevnen (ioneinnholdet) har betydning for artssamfunnene av invertebrater i grunne innsjøer/dammer på Svalbard. Det er imidlertid ingen studier av hvordan floraen og faunaen varierer med kalkinnholdet, men innholdet av kalk har sannsynligvis begrenset betydning for fauna og flora i elvene/innsjøene på Svalbard sammenlignet med fastlandet, spesielt fordi en stor andel av vannforekomstene er kraftig brepåvirket. Erfaringer fra fastlands-Norge indikerer imidlertid at kalkfattige klare vannforekomster har en fattigere flora og fauna enn mer kalkrike, klare vannforekomster. En sør-nord gradient på Svalbard, som foreslått over, vil imidlertid kunne fange opp variasjon i kalkinnhold (moderat kalkrike/kalkrike vannforekomster i sør, kalkfattige vannforekomster i nord).

Graden av brepåvirkning har stor betydning for en lang rekke kjemiske og biologiske prosesser (se. kap. 2.2.1). Selv om flertallet av vannforekomstene er turbide og må typifiseres som breelver/bresjøer, er det også noen klare vannforekomster representert.

Elver

For elvene er vannkilde en viktig faktor da både vanntemperatur, vannføring, sedimenttransport og vannkjemiske forhold varierer med type vannkilde (se kap. 2.2.1). Det foreslås derfor en inndeling av med basis først og fremst i vannkilde sammen med også andre fysiske-kjemiske og biologiske kriterier. Det foreslås fire ulike hovedtyper: brevassdrag, vassdrag som har snøsmelting og nedbør som hovedkilde, elver nedstrøms innsjøer og grunnvannsvassdrag ved fuglefjell (tabell 4-1). I tillegg er det aktuelt med en meget sjelden, men spesielle, vanntype, nemlig utløp fra varme kilder. Dette avviker vesentlig fra vannforskriftens typologi brukt på fastlandet (jf. klassifiseringsveilederen; Direktoratsgruppen for vanndirektivet 2018).

[3] Ensartet type natur som omfatter alle levende organismer og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer eller lignende, samt spesielle typer geologiske forekomster (miljømangfoldloven).

Tabell 4-1. Forslag til inndeling i ulike elvetyper på Svalbard.

Elvetype	Vannkilde	Turbiditet/ sediment transport	Løpsstabilitet	Vannføring	Temperatur	Kjemi	Bunnfaunaen	Påvekstalger og næringskilde
1	Bre (gjelder også utløp av bresjøer)	Høy	Lav	Høy og varierende	Lav <3°C	Turbid. Kalkrik. Moderat ledningsevne (≤100 µS/cm). Høy total fosfor (>40 µg/l) men lav løst fosfor 1-2 µg/l)	Moderat tetthet, lavt mangfold. Diamesinae dominant	Moderat påvekst, dominans av autoktont
2	Snøsmel-ting/nedbør	Lav	Høy, bortsett fra snøsmeltingen om våren	Lav, avtagende utover sommeren	Forholdsvis høy <10°C	Klar. Kalkrik. Høy ledningsevne >150 µS/cm. Lav total fosfor og løst fosfor	Moderat tetthet. Stort innslag av Orthocladinae	Lite påvekst; dominans av alloktont
3	Utløp fra innsjø	Lav	Høy	Nokså konstant	Høy ~10°C	Klar. Kalkrik. Høy ledningsevne (>150 µS/cm). Lav total fosfor og løst fosfor	Moderat tetthet. Dominans av Orthocladiinae	Mye påvekst, dominans av alloktont. Ofte mose i stabile partier.
4	Grunnvann ved fuglefjell	Lav	Høy	Nokså konstant	Forholdsvis høy <10°C	Klar. Kalkrik. Høy ledningsevne (>150 µS/cm). Lav total fosfor, men høy løst fosfor	Høy tetthet. Stort innslag av Orthocladinae	Mye påvekstalger, og mose. Også alloktont tilskudd.

Denne inndelingen er basert på kunnskap fra vassdrag i områder med sedimentære bergarter og høyt ioneinnhold (ledningsevne >100 µS/cm) og pH >7. Vi antar at det vil være et tilsvarende sett med elvetyper, med unntak av varme kilder, for kalkfattig vassdrag på det nordvestlige Spitsbergen i områder med harde bergarter (ledningsevne vesentlig <100 µS/cm) og pH vanligvis ≤7. Kunnskapen om elvenes vannkjemi er mangelfull, slik at det er vanskelig å sette kvantitative verdier for de ulike kjemiske parametere. Derfor må de oppgitte verdiene, som er hovedsakelig basert på målinger på et begrenset området rundt Ny-Ålesund, brukes med varsomhet.

Utløpselv fra innsjø kan også deles opp i flere vanntyper, som f. eks utløp fra brepåvirkede innsjøer og utløpselv med og uten fiskebestand. Elver med en bestand av ungfisk er som regel store (voksen røye vil ellers ikke kunne bevege seg opp- og nedover vassdraget) sammenlignet med elver uten ungfisk. Enkelte vassdrag har to eller flere ulike kilder, noe som gjør det vanskelig å sette de inn i en bestemt kategori. Vassdragene kan også endre karakter etter hvert

som de renner nedover og får tilløp fra ulike sidevassdrag eller renner gjennom næringsrik områder eller innsjøer.

Innsjøer
For innsjøene antas størrelsen og dyp å være viktige faktorer. For eksempel har de fleste innsjøene som er dypere enn 2-3 m, og ligger under marin grense, forekomst av fisk (røye). Fisk er en viktig strukturerende faktor for de biologiske samfunnene i innsjøen, og forekomst/fravær av fisk vil i stor grad kunne være avgjørende for forekomst, artssammensetning og størrelsesfordeling av bunndyr og dyreplankton som i neste omgang kan ha betydning for mengden og sammensetningen av andre smådyr og planteplankton. Innsjøer med forekomst/fravær av fisk kan fanges opp ved å inkludere både små/grunne innsjøer og store/dype innsjøer. Brepåvirkning (turbide vs klare) og kalkinnhold er også viktige faktorer som bør legges til grunn for en inndeling av vanntyper på Svalbard (se mer om dette i kap. 2.3.1). I denne rapporten har vi angitt innsjøer/dammer med siktedyp < 2m som brepåvirket (dvs. bresjøer), men mange av de øvrige innsjøene/dammene er også påvirket av breenes aktivitet i større eller mindre grad. Meromiktiske innsjøer, varme kilder og brakkvannslaguner bør dessuten skilles ut som egne vanntyper. Med bakgrunn i størrelse/dyp og brepåvirkning, samt spesielle naturgitte forhold, har vi angitt syv viktige «innsjøtyper» (klare dammer, brepåvirkede dammer, klare innsjøer, brepåvirkede innsjøer, varme kilder og brakkvannslaguner) som kan være utgangspunkt for en framtidig innsjøtypologi for Svalbard. Innsjøene omtalt i denne rapporten er forsøksvis karakterisert iht. disse vanntypene (se vedlegg 2).

4.1.4 Tidligere undersøkelser og datagrunnlag

Etablering av overvåkingslokaliteter for langtidsstudier er viktig for å kunne vurdere effektene av dagens og framtidens miljøpåvirkninger. Innsjøer og elver hvor det foreligger relevante datasett fra tidligere undersøkelser bør prioriteres framfor etablering av helt nye tidsserier, så sant de dekker de viktigste naturlige miljøgradienter og påvirkninger. Kunnskap om forholdet mellom abiotiske og biotiske faktorer og interaksjoner mellom ulike biologiske komponenter er viktig for å kunne evaluere effekten av klimaendringer og andre menneskeskapte miljøpåvirkninger. Lokaliteter som er undersøkt både mht. fysisk-kjemiske forhold og biologiske forhold bør derfor gis prioritet framfor lokaliteter der kun et utvalg FECer (Freshwater Ecosystem Components) og parametere er undersøkt.

4.1.5 Tilgjengelighet og logistikk

Tilgjengelighet og logistikk er en utfordring for store deler av Svalbard. Flertallet av vannforekomstene ligger langt fra nærmeste bosetning, og kan kun nås vha. helikoptertransport. På sommerstid kan båttransport være et alternativ for enkelte vannforekomster. Av sikkerhetsmessige hensyn, og for å kunne tilfredsstille kravene til lagring og analyse av prøver (gjelder spesielt vannkjemiske analyser), må muligheten for rask transport mellom prøvetakingslokaliteten og Longyearbyen benyttes som et utvalgskriterium. Dette betyr at lokalitetene bør etableres innenfor områder som er tilgjengelig via en kort båttur fra Longyearbyen eller Ny-Ålesund. Helikoptertransport fra Longyearbyen kan også være aktuelt, men av kostnadsmessige årsaker (og generelle restriksjoner mht. bruk av helikopter) bør dette begrenses til et minimum. Kysttokt ved bruk av en større båt gjør det mulig å nå et stort antall lokaliteter, også innenfor områder som ellers er lite tilgjengelig, men dersom prøvetakingen omfatter vannkjemiske analyser, bør det etableres muligheter for å analysere prøvene om bord

i båten. Dersom vannprøver skal videresendes til Tromsø eller Oslo for analysering, bør tiden fra prøvene tas til de er sendt fra Longyearbyen ikke overstige 2 døgn (maks 3 døgn fra prøvetaking til analyse). For klorofyllprøver er kriteriene enda strengere (maks 1 døgn fra prøvetaking til analyse), men her kan filtrering i felt og nedfrysing av filteret[4] være ett alternativ.

På grunn av forholdene beskrevet over er det også en fordel om overvåking av ulike vannforekomster konsentreres om et fåtall områder, hvilket betyr at mulig samlokalisering av elver, innsjøer og andre typer vannforekomster (dammer, kilder) tillegges vekt ved endelig utvelgelse av overvåkingslokaliteter (som f.eks. Kapp Linné og Ny-Ålesund). Tilsvarende vil det være en fordel, både av praktiske hensyn og med tanke på tilgang til data/informasjon om relevante parametere fra nedbørfeltet, om overvåkingslokalitetene for ferskvann samlokaliseres med annen overvåking (f.eks. KLEO: Environmental Monitoring in the Kapp Linné-Grønnfjorden Region, COAT-programmet: Climate-Ecological Observatory for Arctic Tundra og PermSval: Permafrost temperatures and active layer thickness in Svalbard).

4.1.6 Aktuelle overvåkingslokaliteter

En oversikt over aktuelle elver og innsjøer for overvåking er opprinnelig basert på arbeidet i et norsk ekspertutvalg i forbindelse med Circumpolar Biodiversity Monitoring Programme (CBMP) som ligger under Arktisk Råds Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF) gjennomført i 2016. Det er identifisert totalt 39 innsjøer/dammer og 10 elver på Svalbard med relevante data fra en eller flere av de aktuelle kvalitetselementene (Figur 4-1 og vedlegg 2). I tillegg finnes det data fra et stort antall dammer og temporære pytter som ikke er nærmere stedfestet (kun angitt område), og som derfor ikke er inkludert her. Oversikten er dessuten representert med én varm kilde samt to brakkvannspåvirkede laguner. Vannforekomster tilhørende sistnevnte type er ikke nærmere vurdert her (se kap. 2.1).

De alle fleste aktuelle vannforekomstene ligger på Vest-Spitsbergen. Det mangler lokaliteter øst på Svalbard (Barentsøya, Nordaustlandet, Edgeøya) og i de indre områder av Spitsbergen. Det er behov for mer kunnskap om ferskvann i disse områdene, og mener at også vannforekomster som representerer andre deler av Svalbard, og spesielt på Nordaustlandet, bør inngå i overvåkingen når mer informasjon om disse områdene foreligger.

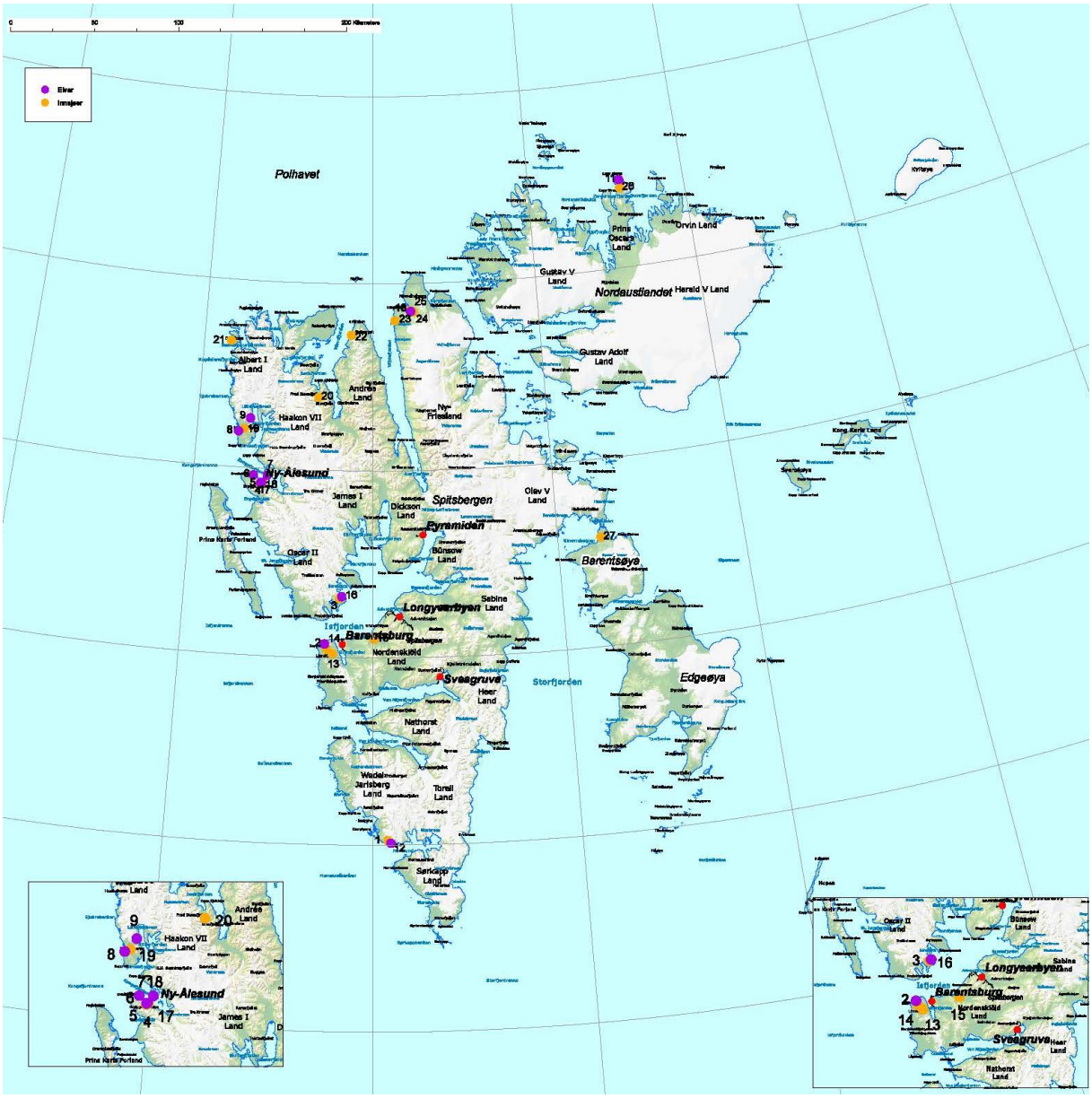
Videre prioritering av vannforekomstene følger i hhv. kap. 4.1.7 (elver) og kap. 4.1.8 (innsjøer). Dette er basert på en vurdering av dataomfang og -relevans, representativitet mht. klimatiske forhold, andre miljøforhold og påvirkninger, samt fysisk tilgjengelighet og mulighet for samordning med annen overvåking. Vår prioritering (1-3) er basert på en gradvis opptrapping av overvåkingen; prioritet 1 omfatter lokaliteter der overvåkingen bør komme i gang så fort som mulig, mens de øvrige lokalitetene tas inn over tid (se tabell 4-2 og 4-3).

4.1.7 Prioriterte elver

Under arbeidet i 2016 i den norske prosjektgruppen er det identifisert totalt 10 elver på Spitsbergen med relevante biologiske data fra en eller flere av de aktuelle kvalitetselementene (Tabell 4-2, Figur 4-1). Bayelva, Londonelva, Stuphallet og Westbyelva, som representerer fire ulike elvetyper, ligger i nærheten av Ny-Ålesund og har ingen bestand av Svalbardrøye. De fleste andre vassdrag har en røyebestand. Utløpselven fra Sarsvatnet eller fra Hjæren, er mulige

[4] Klorofyll filteret kan oppbevares i termos med is i 2 døgn før det legges i en fryser (maks 3 måneder lagring). Videre transport til analyselaboratorium må også foregå i nedfrosset tilstand, for eksempel ved bruk av fryselementer.

alternativ til Westbyelva siden det finnes data på de samme kvalitetselementene fra disse elvene (se vedlegg 2). Utløp fra Hjæren på Mitrahalvøya (Figur 4-2) ligger dessuten i et område med harde bergarter, og vannet er derfor kalkfattig med lavt ioninnhold (ledningsevne ca. 40 µS/cm).



Figur 4-1. Oversikt over prioriterte elver og innsjøer på Svalbard. Områdene ved Isfjorden og Ny-Ålesund vist i større målestokk. Se tabellene 4-2 og 4-3 for nummerforklaring.

Flere av utløpselvene renner fra innsjøer med røye. Av disse er det foretatt undersøkelser sommerstid i Revelva, Linnéelva, Straumsjøelva, Diesetelva og Vårflueelva. Undersøkelsene har vært fokusert på diett og habitatbruk av ungfisk av røye, samt anadrom røye som benytter elvene som transportvei under næringsvandringen til havet. I Straumsjøelva inngikk skjoldkreps som en betydelig andel av dietten.

Vi anbefaler at elveovervåkingen på Svalbard starter med Bayelva fordi a) elven er fysisk lett tilgjengelig (nær Ny-Ålesund) og b) det finnes lange dataserier på fysisk-kjemiske parametere

(blant annet vanntemperatur) og gode biologiske data. Londonelva nær Ny-Ålesund kan også enkelt tas inn i overvåkingsprogrammet.

Også Linnéelva ved Isfjord radio er relativt lett tilgjengelig fra Longyearbyen, samt at det finnes relativt gode tidsserier på både abiotiske og biotiske parametere. I tillegg er Linnéelva utløpselva til Linnévatnet, som vi også foreslår prioritert under innsjøovervåkingen. Videre prioritering av elvene går fram av tabell 4-2.

Figur 4-2. Utløpselv fra innsjøen Hjæren, Krossfjorden. Foto L. Füreder.

Forslag til prioriterte elver vil kunne dekke det vestlige kystnære Spitsbergen, men det mangler lokaliteter øst på Svalbard (Barentsøya, Nordøstlandet, Edgeøya) og i de indre og nordlige områder av Spitsbergen. Vassdrag på Mitrahalvøya (f.eks. utløpselv fra Hjæren og Diesetelva) kan muligens være representative for vassdrag nord på Svalbard med hensyn til vannkjemi. Det samme gjelder antagelig enkelte vassdrag på nordsiden av Isfjorden (Lien mfl. 1995). Det mangler imidlertid kunnskap om både kvalitetselementene (biologisk mangfold) og støtteparametere (hydrologi, vannkjemi) i disse områdene. Botaniske og entomologiske undersøkelser i Indre Wijdefjorden, hvor klima er tørrere enn på vestkysten av Spitsbergen, har dokumentert flere funn av arter som kan være relikter fra en varmere postglasial periode på Svalbard (Eidesen mfl. 2013; Elvebakk og Nilsen 2016; Søli mfl. 2018). Dette støttes av nyere studier av miljø DNA i innsjøsedimenter fra Ringhorndalen (Voldstad 2018). I en fremtidig overvåking er det derfor viktig å inkludere lokaliteter utover vestlige Spitsbergen.

Tabell 4-2: Utvalgte elver på Svalbard med informasjon om geografisk beliggenhet, eksisterende datagrunnlag for fysisk-kjemiske og biologiske parametere, prioritering og begrunnelse for hvorfor elven vurderes som spesielt egnet for videre overvåking. Se vedlegg 2 for mer detaljert informasjon

Region	Elv (nr jf. figur 4-1)	Breddegrad	Lengdegrad	Fysisk-kjemiske elementer	Biologiske elementer	Prior.	Begrunnelse for utvelgelse
1	Revelva (1)	77,010	15,4328	-	Fisk	2	Kan samordnes med innsjøovervåking (Revvatnet), få andre i denne regionen, nær polsk forskningsstasjon
2	Linnéelva (2)	78,073	13,7493	Vannføring, temperatur	Bunndyr, fisk	1-2	Kan samordnes med innsjøovervåking (Linnévatnet), få andre i denne regionen, nær Isfjord radio, vannføringsstasjon planlegges
2	Straumsjøelva (3)	78,327	14,1834	-	Fisk	2	Kan samordnes med innsjøovervåking (Straumsjøen)
3	Bayelva (4)	78,922	11,8840	Vannføring, sediment, temperatur, vannkjemi	Påvekstalger, bunndyr	1	Kan samordnes med innsjøovervåking (Tvillingvatnet), nær Ny-Ålesund, lange tidsserier på fysiske parametere, elvetype 1 (breelv)
3	Westbyelva (5)	78,925	11,9040	Vannføring, temperatur, vannkjemi	Bunndyr	3	Nær Ny Ålesund, kan være påvirket av gruvedrift, flere år med data på flere parametere, elvetype 3 (utløpselv innsjø)
3	Stuphallet (6)	78,962	11,6662	Vannføring, temperatur, vannkjemi	Bunndyr	2	Nær Ny Ålesund, flere år med data på flere parametere, elvetype 4 (grunnvann ved fuglefjell)
3	Londonelva (7)	78,964	11,0553	Vannføring, sediment, temperatur, vannkjemi	Bunndyr	1-2	Nær Ny Ålesund, lange tidsserier på fysiske parametere, elvetype 2 (snøsmelting/regnvann)
4	Diesetelva (8)	79,192	11,1798	Vannføring, temperatur, vannkjemi	Bunndyr, fisk	2	Kan samordnes med innsjøovervåking (Diesetvatnet), nær Ny-Ålesund, lang tidsserie på fisk. Mulig forsuringsfølsom vanntype
4	Utløpselva fra Hjæren (9)	79,265	11,499	Vannføring, temperatur, vannkjemi	Bunndyr	2	Kan samordnes med innsjøovervåking (Erlingvatnet, Hajeren), kalkfattig/forsuringsfølsom vanntype
5	Mosselelv (10)	79,851	16,1458	Vannføring, vannkjemi	Bunndyr, fisk	3	Kan samordnes med innsjøovervåking (Mosselvatnet), få andre i denne regionen, kalkfattig/forsuringsfølsom vanntype
6	Arkvatnelva (11)	80,468	22,947	Temperatur	Fisk	3	Nordligste elv på Nordaustlandet, spesielt høy-arktisk klima

4.1.8 Prioriterte innsjøer

Det er identifisert totalt 39 innsjøer/dammer på Svalbard med relevante data fra en eller flere av de aktuelle kvalitetselementene (vedlegg, 7.2). Det finnes noe vannkjemiske data fra om lag halvparten av innsjøene, mens temperaturdata og data om mulige forurensende stoffer er mer begrenset (vedlegg 7.2). Av biologiske kvalitetselementer er det fisk (17 innsjøer) som er best undersøkt, med 10 års data fra Linnévatnet, 8 års data fra Søre Diesetvatnet, 6 års data fra Vårfluesjøen og 4 ås data fra Arresjøen og Straumsjøen (vedlegg, 7.2). Av planteplankton, dyreplankton og bunndyr finnes det data fra hhv. 6, 20 og 8 innsjøer, men vanligvis begrenset til ett eller to år. Unntak er Linnévatnet der det finnes data fra hhv. 3 år (planteplankton og bunndyr) og 6 år (dyreplankton). Det finnes også 2 år med planteplankton data fra Søre Diesetvatnet (1975, 1988). Samlet, basert på antall kvalitetselementer undersøkt og antall år med data, vurderer vi at datagrunnlaget er best for Kongressvatnet, Linnévatnet, Søre Diesetvatnet og Arresjøen (vedlegg, 7.2). Disse innsjøene dekker imidlertid kun to (region 2 og 4) av fem regioner på vestlige Spitsbergen. Dersom vi ønsker å etablere en sør-nord gradient med minst en innsjø i hver region (se kap. 4.1.1) bør det i tillegg velges én innsjø i region 1 (for eksempel Svartvatnet eller Revvatnet), én innsjø i region 3 (for eksempel Sarsvatnet eller Tvillingvatnet) og én innsjø i region 5 (f. eks. Vårfluesjøen, Femmilsjøen, Mosselvatnet eller Nedre Mosselvatnet) (se tabell 4-3). For Revvatnet, Linnévatnet, Søre Diesetvatnet og Mosselvatnet er det mulig å samordne innsjøovervåkingen med tilsvarende elveovervåking, dvs. overvåking av Revelva, Linnéelva, Diesetelva og Mosselelva (se tabell 4-2).

På sikt bør det også etableres overvåking av innsjøer på Nordaustlandet (region 6), og eventuelt også Barentsøya (region 7) og Edgeøya (region 8). På Nordaustlandet er flere innsjøer undersøkt mht. dyreplankton (se vedlegg 2), men kun Arkvatnet er undersøkt mht. røye i to år, mens vanntemperatur er registrert i 4 år. Flere andre innsjøer på Nordaustlandet er undersøkt mht. røye (bl.a. Torskevatnet, Sirkelvatnet og Ringgåsvatnet). Arkvatnet er klimamessig den mest ekstreme innsjøen på Svalbard, og både med stasjonær og anadrom røye. På Barentsøya finnes det også noen innsjøer med data på dyreplankton eller fra paleolimnologiske undersøkelser (se vedlegg 2) mens røye trolig bare finnes i Heimlandvatnet. Sommeren 2020 vil det gjennomføres et nederlandsk ferskvannstokt med norsk deltagelse på Edgeøya, med fokus på vannkjemi, mikroorganismer, planteplankton og dyreplankton (T. C. Jensen, pers. medd.[5]). Det finnes imidlertid ikke røye i noen av innsjøene på Edgeøya.

Vi anbefaler at innsjøovervåkingen på Svalbard starter med Linnévatnet fordi innsjøen er: a) fysisk lett tilgjengelig (ligger nær Isfjord radio, kort båttur fra Longyearbyen), b) den best undersøkte innsjøen på Svalbard med ett godt datagrunnlag både mht. abiotisk og biotisk parametere, bl.a. med spesiell lang dataserie på fisk, c) nedbørfeltet har gjennomgått store endringer (tilbaketrekning av breen). I samme område ligger Kongressvatnet og Borgdammane, samt flere andre små innsjøer/dammer, som er aktuelle å ta inn i overvåkingsprogrammet sammen med Linnévatnet. Også Tenndammen nær Longyearbyen og Tvillingvatnet ved Ny-Ålesund kan enkelt tas inn i overvåkingsprogrammet. Videre prioritering av innsjøene går fram av tabell 4-3.

Flertallet av de aktuelle innsjøene er av en viss størrelse, selv om de kan være ganske grunne. Med tanke på at ferskvannssystemene på Svalbard domineres av små og grunne dammer og pytter framfor innsjøer, ville det vært naturlig at denne vanntypen også blir representert i den framtidige overvåkingen. Dette kan for eksempel gjøres ved at det inkluderes dammer innenfor samme geografiske område (som de aktuelle innsjøene) når det endelige overvåkingsnettverket

[5] https://www.rug.nl/research/arctisch-centrum/collaboration/dutchcollaboration/wbpi/.sees/

etableres. Videre er det vist at vannforekomstenes alder har stor betydning for mangfoldet av flora og fauna. For å fange opp denne variasjonen kan det være aktuelt å inkludere innsjøer med ulik avstand til bre (en ung innsjø er for eksempel Trebrevatnet i Ekmanfjorden, nord i Isfjorden). Det kan også være aktuelt å inkludere 1-2 varme kilder, blant annet for å overvåke kransalgesamfunnet. I tilfelle vil Trollkjeldane være den mest aktuelle (tabell 4-3).

Tabell 4-3: Utvalgte innsjøer på Svalbard med informasjon om geografisk beliggenhet, eksisterende datagrunnlag for fysisk-kjemiske og biologiske parametere, prioritering og begrunnelse for hvorfor innsjøen vurderes som spesielt egnet for videre overvåking. Se vedlegg 2 for mer detaljert informasjon.

Region	Innsjø (nr jf figur 4-1)	Breddegrad	Lengdegrad	Fysisk-kjemiske elementer	Biologiske elementer	Prior.	Begrunnelse for utvelgelse
1	Revvatnet (12)	77,0224	15,3662	-	Dyreplankton, fisk, paleo (vannlopper)	2	Kan samordnes med elveovervåking (Revelva), få andre i denne regionen, nær polsk forskningsstasjon, eldre fiskedata
2	Kongressvatnet (13)	78,0206	13,9603	Vannkjemi, miljøgifter	Planteplankton, dyreplankton, fisk	1-2	Nær Isfjord radio, meromiktisk, godt datagrunnlag
2	Linnévatnet (14)	78,0444	13,8115	Vanntemperatur, vannkjemi	Planteplankton, dyreplankton, bunndyr, fisk	1	Kan samordnes med elveovervåking (Linnéelva), nær Isfjord radio, svært godt datagrunnlag, Borgdammane (se vedlegg 2) og andre innsjøer/dammer i området er også aktuelle, bresmelting.
2	Tenndammen (15)	78,0999	15,0344	Vannkjemi	Planteplankton, dyreplankton, bunndyr, paleo (fjærmygg)	1-2	Nær Longyearbyen, undervisnings lokalitet (UNIS)
2	Straumsjøen (16)	78,3179	14,1246	Vanntemperatur	Dyreplankton, bunndyr, fisk	2	Kan samordnes med elveovervåking (Straumsjøelva), godt datagrunnlag (spesielt fisk), økologiske endringer som følge av bresmelting, påvist stingsild.
3	Tvillingvatnet (17)	78,9164	11,87024	Hydrologi, vannkjemi	Planteplankton	1-2	Nær Ny Ålesund, få andre i denne regionen, utsatt for klimaendringer, drikkevannskilde
3	Solvatnet (18)	78,9258	11,9409	Vannkjemi	Planteplankton, dyreplankton	2	Nær Ny Ålesund, få andre i denne regionen, påvirket av vannfugl
4	Søre Diesetvatnet (19)	79,2066	11,3381	Vanntemperatur, vannkjemi	Planteplankton, dyreplankton, bunndyr, fisk	2	Kan samordnes med elveovervåking (Diesetelva), nær Ny Ålesund, godt datagrunnlag (spesielt fisk), forsuringsfølsom vanntype
4	Trollkjeldane (20)	79,3900	13,4403	Vannkjemi	Vannplanter (kransalger)	2	En av få varme kilder (truet naturtype).

4	Arresjøen (21)	79,6722	10,7913	Vanntemperatur, vannkjemi, miljøgifter	Bunndyr, fisk, paleo (kiselalger)	3	Godt datagrunnlag, spesielt vanntemperatur og fisk
4	Vårfluesjøen (22)	79,7252	14,3679	Vanntemperatur	Dyreplankton, bunndyr, fisk	3	Godt datagrunnlag (spesielt fisk)
5	Femmilsjøen (23)	79,802	15,667	Vanntemperatur	Fisk	3	Kraftig brepåvirket, Svalbards største innsjø med røye. Flere klarvannsjøer med biologiske data i dette området (se nedenfor)
5	Mosselvatnet (24)	79,8483	16,2267	Vanntemperatur, vannkjemi	Dyreplankton, bunndyr, fisk	3	Kan samordnes med elveovervåking (Mosselelv), forsuringsfølsom vanntype. Flere dammer i området med data
5	Nedre Mosselvatnet (25)	79,8557	16,1357	Vanntemperatur, vannkjemi	Dyreplankton, bunndyr, fisk	3	Kan samordnes med elveovervåking (Mosselelv) forsuringsfølsom vanntype
6	Arkvatnet (26)	80,4253	22,9490	Vanntemperatur	Fisk	3	Kan samordnes med elveovervåking (Arkvatnelva), den mest ekstreme innsjøen med røye på Svalbard, eneste innsjø foreslått på Nordaustlandet
7	Heimlandvatnet (Barentsvatnet) (27)	78,5835	21,1652	Miljøgifter		3	Trolig eneste innsjø med røye på Barentsøya, mulig temperaturlogger fra våren 2020

4.2 Kvalitetselementer og parametere – elver

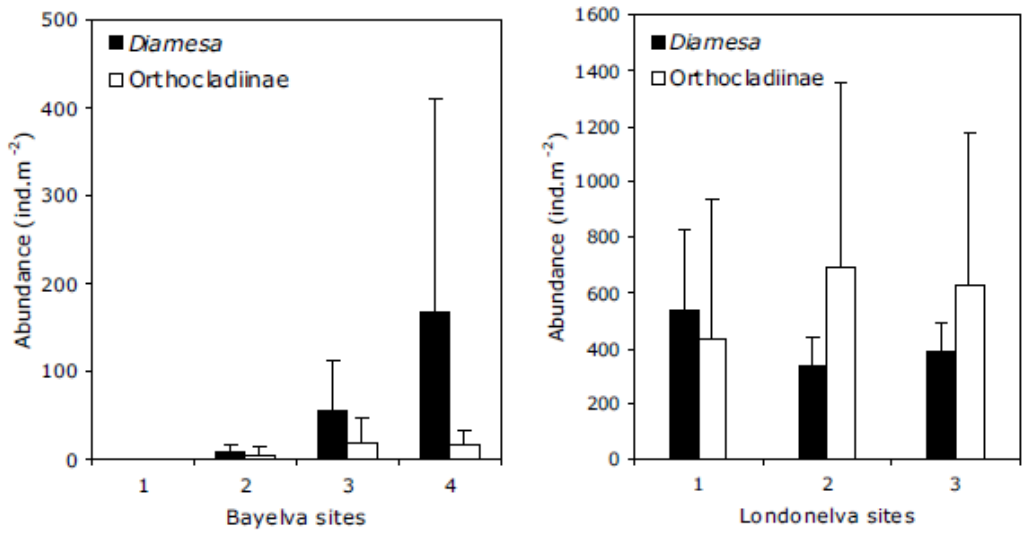
En vurdering av kvalitetselementer og parametere som kan være aktuelle for overvåking i rennende vann på Svalbard er nærmere beskrevet nedenfor og oppsummert i tabell 4-4.

4.2.1 Biologiske parametere

På Fastlands-Norge er påvekstalger, heterotrof begroing, bunndyr og fisk brukt som kvalitetselementer i overvåking av elver (Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2018). Både påvekstalger og bunndyr er vidt utbredt og vil kunne fungere godt som kvalitetselementer for økologisk tilstand også på Svalbard. Organisk belastningen i rennende vann er en lite aktuell påvirkningsfaktor på Svalbard siden kloakksystemene og renseanleggene i dag har utløp i sjøen. Forsuring er også lite aktuelt, muligens bortsett fra de nordlige og nordvestlige deler av Spitsbergen. Dette betyr at indeksene utarbeidet for tilstandsklassifisering av ferskvann på fastlandet er lite egnet for Svalbard da de alle er utviklet enten for organisk belastning eller for forsuring (men se neste avsnitt). Når det gjelder fisk, finnes Svalbardrøye først og fremst i innsjøer (se kap. 2.3.2), selv om enkelte elvestrekinger brukes som oppvekstområder og som transportårer på vei frem og tilbake fra havet.

Selv om de kan egner seg som overvåkingselementer, er det ikke utviklet parametere/indekser for hverken påvekstalger eller bunndyr på Svalbard. Forholdet mellom ulike taksa synes å være en mulighet for fremtidige utvikling av indekser. For eksempel viser feltforsøk med økning av vanntemperaturen i en elv ved Rabben, Kongsfjorden (Elster mfl. 2001) at biomassen av kisealger (Bacillariophyceae) minker mens filamentøse grønnalger (Chlorophyceae) og blågrønnbakterier (Cyanobakterier) øker, spesielt ved de høyeste temperaturer (21°C). Fordi primærproduksjonen normalt øker ved økt næringssalttilførsel, vil måling av klorofyll (Chl *a*) kunne brukes i en tidlig varsling av eutrofiering av vassdrag.

Når det gjelder bunndyr, kan forholdet mellom ulike underfamilier av fjærmygg brukes for å overvåke eventuelle miljøendringer. Forholdet mellom fjærmygg taksa tilhørende Diamesinae og Orthocladinae er ulik i brevassdrag og vassdrag som har sin kilde i snøsmeltingen og nedbøren. I kalde brevassdrag dominerer Diamesinae, mens i andre og varmere vassdrag er tettheten av Orthocladinae lik eller større enn Diamesinae (Figur 4-3; Lods-Crozet mfl. 2007).



Figur 4-3. Sammensetning av fjærmyggsamfunn i to ulike vassdragstyper, Bayelva og Londonelva ved Ny-Ålesund (fra Lodz-Crozet mfl. 2007).

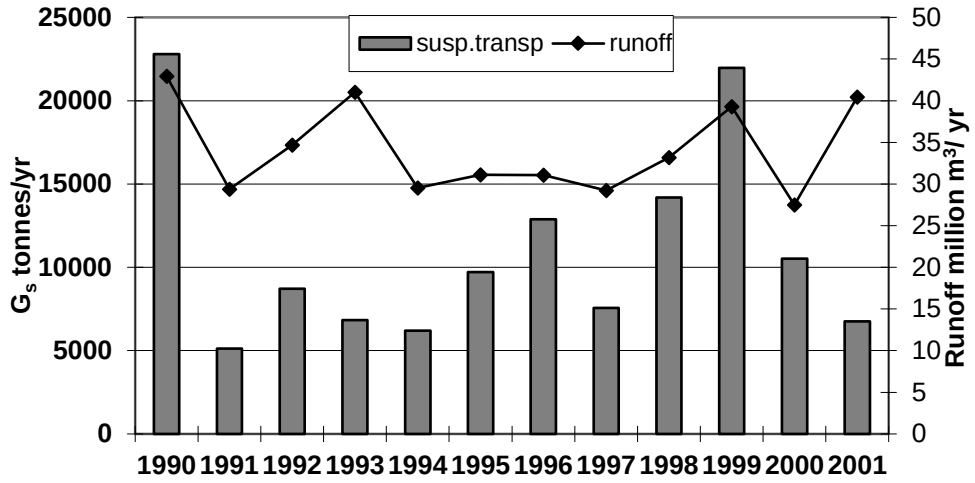
ASPT-indeksen (bunndyr) som er basert på forekomst/fravær av familier av bunndyr kan også være aktuell, da denne responderer på ulike påvirkninger. Mange av bunndyrfamiliene som inngår i indeksen (som såkalte indikatortaksa) er imidlertid naturlig fraværende på Svalbard, og uten nødvendig tilpasning til Svalbards artsfattige bunndyrfauna, vil ASPT-indeksen indikere dårlig tilstand selv når vannkvaliteten er god.

4.2.2 **Hydromorfologiske og vannkjemiske støtteparametere**

Flere hydrologiske støtteparameterer er aktuelle for vassdrag på Svalbard, både for å skille vassdragstyper og i selve overvåkingen. Vannføring og vanntemperatur er foreslått i et program for klimaovervåking på fastlandet (Kaste mfl. 2011). For Svalbard med et stort innslag av brevassdrag er sedimenttransport/ turbiditet og løpsstabilitet aktuelle parametere. NVE har etablert målestasjoner for vannføring i Bayelva (se Figur 4-4 og 4-5) og i Londonelva (Figur 4-6) ved Ny-Ålesund og i DeGeerdalen, Isdammen/Endalselva og Steintippdalen ved Isfjorden/Longyearbyen. Ulike vassdragstyper har forskjellig vannføringsmønster. I brevassdragene er det som regel store variasjoner avhengig av bresmeltingen og nedbør, mens andre vassdrag, særlig de som har utløp fra innsjøer og de som har sitt utspring i kilder har en mer stabil vannføring. Sedimenttransport, inkludert bunntransport, er høy i brevassdrag, noe som gir de typiske grumset vann nedstrøms breene (Figur 4-4). Særlig brevassdragene skiller seg ut ved at elveløpet endrer seg stadig vekk, mens andre typer vassdrag har et mer stabilt elveløp unntatt i snøsmeltingen om våren.

Figur 4-4. NVEs målestasjon i Bayelva, som måler blant annet vannføring, sedimenttransport og vanntemperatur. Foto J.E. Brittain.

I de senere årene har vannføringsperioden i de fleste vassdrag på Svalbard økt, særlig om høsten (Nowak og Hodson 2013; Brittain mfl. i trykk). Dette har sammenheng med økningen av lufttemperatur (Førland mfl. 2011; Hanssen-Bauer mfl. 2019) og regnværsflommer. Derfor kan vannføringsperioden være en god indikator på endret klima.



Figur 4-5 . Sedimenttransport og avrenning i Bayelva i perioden 1990-2001 (fra Bogen og Bønsnes 2003).

Vanntemperaturen, som varierer med vassdragstype, er en støtteparameter som er ømfintlig for miljøendringer, og da særlig klimaendringer. For eksempel, hvis de viktigste breene, mht. vassdragets vannkilde, minker vesentlig eller blir helt borte, vil dette føre til endringer i både vannføringsmønster og vanntemperaturen.

Vannkjemiske data er viktig både mht. fastsettelse av vanntypen og for å kunne fange opp forurensninger og effekter av andre menneskeskapte endringer. De viktigste vannkjemiske parametere i denne sammenheng omfatter turbiditet, ledningsevne, pH, kalsium, total og oppløst fosfor og nitrogen. Innholdet av organisk karbon (målt som TOC eller DOC) kan være viktig mht. eventuelt «bruning» av Arktis (Williamson mfl. 2015; Hayden mfl. 2019).

Figur 4-6. NVEs målestasjon i Londonelva. Foto L. Füreder.

4.3 Kvalitetselementer og parametere – innsjøer

En vurdering av kvalitetselementer og parametere som kan være aktuelle for overvåking av innsjøer/dammer på Svalbard er nærmere beskrevet nedenfor og oppsummert i tabell 4-5.

4.3.1 **Biologiske parametere**

På Fastlands-Norge er planteplankton, vannplanter, krepsdyrplankton, bunndyr og fisk brukt som kvalitetselementer i overvåking av innsjøer (Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2018). Både planteplankton og krepsdyrplankton er vidt utbredt og vil sannsynligvis fungere godt som kvalitetselementer for økologisk tilstand også på Svalbard. Krepsdyrplanktonet bør suppleres med bestemmelse av hjuldyr fra de samme prøvene da hjuldyr antas å utgjøre en vesentlig del av dyreplankton biomassen og artsmangfoldet Arktis, spesielt i semi-permanente tundradammer/smeltevannsdammer (Arndt 1993, Bégin og Vincent 2017), og fordi økt temperatur antas å fremme et skifte i favør av små arter i dyreplanktonet (Strecker mfl. 2004). Vannplanter er ikke aktuelt for innsjøer, og bunndyr er kun aktuelt dersom bestemmelse av fjærmygg inkluderes (for alle andre bunndyrgrupper er artsdiversiteten svært lav). Bunndyr er en del av innsjøovervåkingen på fastlandet, men på Svalbard er bunnfaunaen i innsjøene dominert av fjærmygglarver. Disse er vanskelig å artsbestemme, og vi vet lite om de enkelte innsjøartenes miljøkrav, men det kan være få arter til stede. Det er imidlertid mulig at tettheten av fjærmygglarver kan brukes som mål på eutrofieringen, da økt næringstilgangen vil gi økt produksjon og tetthet av fjærmygglarver. Mange innsjøer er fisketomme, men i innsjøer med røye bør populasjonsparametere inngå.

Planteplanktonindeksene, inkludert klorofyll (Chl a), som inngår i klassifiseringssystemet for Fastlands-Norge og som er følsomme for eutrofiering kan også være aktuelle for Svalbard, men referanse- og klassegrenseverdier må justeres. Bruk av det norske klassifiseringssystemet på et planteplanktondatasett fra Linnévatnet i 2017 indikerte av innsjøen har moderat økologisk tilstand (Birger Skjelbred, pers. med), men det er lite sannsynlig at innsjøen er påvirket av eutrofiering. Linnévatnet er klassifisert som en moderat kalkrik innsjø, men har sannsynligvis en planktonflora og -biomasse som er mer lik kalkfattige (og oligotrofe) innsjøer på Fastlands-Norge. Indekser og parametere som inngår i klassifiseringssystemet for fastlandet og som er følsomme for forsuring er sannsynligvis lite aktuelle eller ikke egnet for Svalbard. Dette skyldes først og fremst at innsjøene på Svalbard, med få unntak, ikke antas på være forsuringsfølsomme. For krepsdyr og bunndyr må det derfor etableres nye indekser/parametere som er følsomme for de mest relevante påvirkningene, spesielt effekten av nye og fremmede arter og klimaendringer. Populasjonsparametere, slik som fordeling av ulike livsstadier hos de mest vanlige arter av dyreplankton og bunndyr, kan muligens være bedre egnet enn artssammensetning og forekomst av indikatorarter. Slik kunnskap finnes imidlertid ikke i dag og stiller dessuten krav til hyppigere prøvetaking enn det som ellers er etablert i nasjonale overvåkingsprogram.

Røye, som er den eneste naturlig fiskearten i ferskvannssystemene på Svalbard, er antatt å være følsom for klimaendringer (se kap. 3.1). Det finnes blant annet otolitter som kan brukes til å beskrive endringer i årlig tilvekst tilbake til 1950-tallet. Det finnes også relativt detaljert kunnskap om økologiske parametere, samt viktige livshistorieparametere (f.eks. alders- og lengdefordeling, kjønnsfordeling), fra flere lokaliteter spredt fra Hornsund-området i sør til Nordaustlandet i nord. For å kunne beskrive de økologiske effektene av etablering av nye arter (f.eks. stingsild), er det viktig at slike livshistorieparametere inngår i overvåkingen.

4.3.2 **Hydromorfologiske og vannkjemiske støtteparametere**

Vanntemperatur med termoklindyp, samt tidspunkt for islegging og isgang, er en viktig forklaringsvariabel for observerte endringer i vannkjemiske og vannbiologiske forhold, og er kanskje den viktigste fysiske parameteren med tanke på overvåking av innsjøer og dammer på Svalbard. I dag er det ingen av innsjøene på Svalbard termisk sjiktet, men økt temperatur kan gi økt termisk stabilitet om sommeren, noe som vil kunne føre til store endringer i innsjøøkosystemene. Temperaturen bør måles langs en vertikalprofil med en høypresisjons målesonde som gir en nøyaktighet på bedre enn 0,1 ˚C. I de innsjøene er det også være aktuelt å måle temperaturen kontinuerlig vha. loggere.

For Svalbards innsjøer er sannsynligheten for oksygensvinn i dypvannet svært liten (Kongressvatnet, som er meromiktisk, representerer et av flere unntak), men økt termisk stabilitet kan føre til at oksygenkonsentrasjonene avtar med dypet i de dypeste innsjøene. Oksygen bør måles samtidig med vanntemperaturen, langs en vertikalprofil.

Endringer i isleggingsperioden er en viktig indikator for klimaendringer, og tidspunkt for islegging/isløsing bør registreres årlig. Oppløsningen på satellittdata er utfordrende, men ved bruk av viltkamera kan en på en svært enkelt måte detektere tidspunkt for islegging og isgang på innsjøene.

Siktedyp og farge er en enkel og kostnadseffektiv metode for å registrere graden av partikkelinnholdmulige kilder til slike (for eksempel uorganisk i form av breslam eller organisk i form av humusforbindelser og planteplankton). Siktedyp og farge inngår i all nasjonal innsjøovervåking på fastlandet, og antagelig bør også inngå i overvåkingen på Svalbard.

Utvalget av aktuelle vannkjemiske parametere følger anbefalingene for elv (se kap. 4.2.2). Det er viktig å videreføre målingene av metaller og miljøgifter (blant annet i ferskvannsfisk), da det kan forventes økte konsentrasjoner som en følge av økt utlekking fra nedbørfeltet ved økte temperaturer og mer nedbør (AMAP 2004a). Dette dekkes imidlertid opp av egne overvåkingsprogrammer innenfor AMAP.

Tabell 4-4: Forslag til kvalitetselementer og parameter for elver på Svalbard. Se tekst i kap. 4.2 for nærmere forklaring.

Biologiske parametere			*Fysiske, kjemiske og hydromorfologiske parametere*		
Element	**Parametere**	**Kommentar**	**Parametere**	**Metoder**	**Kommentar**
Påvekstalger	Artssammensetning; forholdet mellom kisealger og grønnalger/ blågrønnbakterier	Ny, må etableres og testes	Vanntemperatur	Logger	Kontinuerlig
Bunndyr (fjærmygg)	Artssammensetning; forholdet mellom Diamesinae og Orthocladinae	Ny, må etableres og testes	Vannføring	Målestasjon eller punktmålinger	
			Sediment transport/turbiditet	Målestasjon eller punktmålinger	
			Løpsstabilitet	Pfankuch index, mm.	Under feltarbeid
			Ledningsevne, pH, kalsium, total og oppløst fosfor og nitrogen, TOC, DOC, Chl a	Standard analyser	Chl *a* prøver må analyseres innen kort tid eller fryses

Tabell 4-5: Forslag til kvalitetselementer og parameter for innsjøer på Svalbard. Se tekst i kap. 4.3 for nærmere forklaring.

Biologiske parametere			*Fysiske, kjemiske og hydromorfologiske parametere*		
Element	**Parametere**	**Kommentar**	**Parametere**	**Metoder**	**Kommentar**
Planteplankton	Planteplankton indeks	Eksisterende, må modifiseres	Vanntemperatur	Logger	Kontinuerlig
Krepsdyrplankton	Artssammensetning, størrelsesfordeling, relativ mengde av dafnier mm	Ny, må etableres og testes	Isgang/Islegging	Kamera/satellitt/observasjon	
Hjuldyr	Artssammensetning, forholdet mellom hjuldyr og vannlopper	Ny, må etableres og testes	Termoklindyp/ temperaturgradient	Sonder	Under feltarbeid
Litoralt bunndyr	Artssammensetning og mengde av fjærmygg og skjoldkreps	Ny, må etableres og testes. Vanskelig å artsbestemme (miljø-DNA); muligens bedre med mengde	Oksygen	Sonder	Under feltarbeid
Røye	Bestandsparametere	Hvis til stede	Siktedyp og farge	Standard feltmetodikk	Hvert 3-de eller 5-de år i noen 'prioriterte' innsjøer
			Ledningsevne, pH, kalsium, total og oppløst fosfor og nitrogen, TOC, DOC, Chl a	Standard analyser	Chl *a* prøver må analyseres innen kort tid eller fryses

5 Kunnskapsbehov

Kunnskapsgrunnlaget på ferskvannsøkosystemer på Svalbard og biologisk mangfold i elver og innsjøer er høyst mangelfullt. Selv om litteraturen er forholdsvis omfattende, er de fleste studiene utført som forskningsprosjekter eller som tilfeldig undersøkelser på et begrenset utvalg av lokaliteter hvorav de fleste ligger på det vestlige Spitsbergen, enten rundt Isfjorden eller i nærheten av Ny-Ålesund. Dette gjør det vanskelig å lage et system for overvåking som fullt ut tilfredsstiller alle behov skissert av miljøforvaltningen. For eksempel, implementering av vannforskriften for Svalbard (som i dag kun gjelder for Fastlands-Norge) ville kreve vesentlige tilpasninger. Inndeling i vanntyper og valg av kvalitetselementer og parametere for overvåking måtte i så fall justeres, siden både naturforholdene og de viktigste trusselsfaktorene på Svalbard er forskjellig fra Fastlands-Norge. Det er imidlertid viktig å komme i gang med overvåking av et utvalg ferskvannsforekomster på Svalbard for å etablere tidsserier med tanke på å kunne følge effekter av klimaendringer og andre menneskeskapte endringer. Samtidig bør det utføres systematisk innsamling av både støtteparameterer og kvalitetselementer på et bredt utvalg av lokaliteter for å kunne bygge opp et nytt og forsvarlig klassifiseringssystem (jfr. vannforskriften) som dekker de fleste vanntyper på Svalbard, samt både referansesystemer og lokaliteter som er utsatt for påvirkninger.

Det er behov for utvikling av et eget klassifiseringssystem for fastsettelse av økologisk tilstand for ferskvann på Svalbard, da både flora- og faunasammensetningen avvirker sterkt fra Fastlands-Norge. For eksempel domineres bunnfaunaen av fjærmygg, mens mange av de øvrige bunndyrgruppene er fraværene. Generelt er artsmangfoldet av både bunndyr og andre dyre- og plantegrupper lavt, og de fleste indikatorarter som inngår i vurdering av økologiske tilstand iht. det norske klassifiseringssystemet mangler helt eller finnes kun i ekstremt lave tettheter. Planteplanktonet synes å ha et artsmangfold som til en viss grad kan sammenlignes med næringsfattige høyfjellssjøer på Fastlands-Norge, og det er derfor sannsynlig at sammensetningen og mengden av planteplankton, med nødvendige justeringer, kan brukes i økologiske tilstandsklassifisering av innsjøer på Svalbard. For faunaen kan det imidlertid være nødvendig å etablere andre typer av indikatorer enn de som er brukt for Fastlands-Norge. Her bør andre artsgrupper, slik som fjærmygg, eller populasjonsparametere, slik som vekstparametere hos røye eller fordeling av ulike livsstadier hos krepsdyr og bunndyr, vurderes mht. følsomhet for de viktigste påvirkningsfaktorene på Svalbard.

Det er behov for økt kunnskap om ferskvannsflora og -fauna på Svalbard generelt i tillegg til vannkjemiske parameter. Siden de fleste studiene er utført på det vestlige Spitsbergen er kartleggingsbehovet særlig stort for de indre deler av Spitsbergen (f.eks indre Wijdefjorden) og øst på Svalbard (primært Nordaustlandet og Edgeøya). I tillegg er det behov for en nærmere kartlegging av fauna og flora i de varme kildene ved Bockfjorden siden naturtypen ‘varm kilde’ er rødlistet i kategori "kritisk truet" (CR) (Artsdatabanken 2018). Man er avhengig av spesialister for å kunne artsbestemme mange av de dominerende taksa, som f. eks fjærmygg. I deres arbeid er det behov får å utvikle egne bestemmelsesnøkler for ferskvannsfloraen og -faunaen på Svalbard.

6 Referanser

Kun referanser som ikke er med på litteraturoversikten (vedlegg 1)

Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2018. Revidert veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Elbrecht, V. & Steinke, D. 2018. Scaling up DNA metabarcoding for freshwater macrozoobenthos monitoring. *Freshwater Biology 64*: 380-387.

Engeset, R. V., Kohler, J., Melvold, K., & Lundén, B. 2002. Change detection and monitoring of glacier mass balance and facies using ERS SAR winter images over Svalbard. *International Journal of Remote Sensing*, *23*(10), 2023-2050.

Fossøy, F., Dahle, S., Eriksen, L. B., Spets, M. H., Karlsson, S., & Hesthagen, T. 2017. Bruk av miljø-DNA for overvåking av fremmede fiskearter. Utvikling av artsspesifikke markører for gjedde, mort og ørekyt. *NINA rapport 1299*. 33s.

Hop, H., Cottier, F., & Berge, J. 2019. Autonomous marine observatories in Kongsfjorden, Svalbard. In *The Ecosystem of Kongsfjorden, Svalbard* (pp. 515-533). Springer, Cham.

Kaste, Ø., Sandlund, O.T., Schartau, A.K., Moe, E., Roald, L., Svenne, V., Fleig, A.K., Kile, M.R. & Hobæk, A. 2011. Utredning av program for overvåking av klimaendringseffekter i ferskvann. Norsk institutt for vannforskning, Rapport lnr 6190-2011, 80 s. ISBN 82-577-5925-4.

Kauer, T., Kutser, T., Arst, H., Danckaert, T., & Nõges, T. 2015. Modelling primary production in shallow well mixed lakes based on MERIS satellite data. *Remote Sensing of Environment*, *163*, 253-261.

Perivolioti, T., Mouratidis, A., Doxani, G., & Bobori, D. 2016. Monitoring the water quality of Lake Koronia using long time-series of multispectral satellite images. *AUC Geographica: Praha, Czech Republic*, *54124*: 9-13.

Taugbøl, A., Fossøy, F., & Dervo, B. K. 2018. Bruk av miljø-DNA for deteksjon av arter. *Vann 01-2018*, 78-84.

7 Vedlegg

7.1 Ferskvann på Svalbard - litteraturoversikt

Generell arktisk/alpint litteratur

Arndt, H. 1993. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) – a review. *Hydrobiologia 255/256*: 231-246.

Arp, C. D., Jones, B. M., Liljedahl, A. K., Hinkel, K. M., & Welker, J. A. 2015. Depth, ice thickness, and ice-out timing cause divergent hydrologic responses among Arctic lakes. *Water Resources Research 51*: 9379-9401.

Bégin, P.N. & Vincent, W. F. 2017. Permafrost thaw lakes and ponds as habitats for abundant rotifer populations. *Arctic Science, 3(2)*: 345-377.

Bespalaya, Y., Bolotov, I., Aksenova, O., Kondakov, A., Gofarov, M., & Paltser, I. 2015. Occurrence of a Sphaerium species (Bivalvia: Sphaeriidae) of Nearctic origin in European Arctic Russia (Vaigach Island) indicates an ancient exchange between freshwater faunas across the Arctic. *Polar Biology 38*: 1545-1551.

Borgstrøm, R. 2001. Relationship between Spring Snow Depth and Growth of Brown trout, Salmo trutta, in an Alpine Lake: Predicting Consequences of Climate Change. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research 33*: 476-480

Christoffersen, K. S., Amsinck, S. L., Landkildehus, F., Lauridsen, T. L., & Jeppesen, E. 2008. Lake flora and fauna in relation to ice-melt, water temperature and chemistry at Zackenberg. *Advances in ecological research, 40*: 371-389.

Convey, P., Aitken, S., Di Prisco, G., Gill, M. J., Coulson, S. J., Barry, T. ... & Lewis, G. 2012. The impacts of climate change on circumpolar biodiversity. *Biodiversity 13*: 134-143.

Coulson, S. J. 2013. The terrestrial invertebrate fauna of the Svalbard archipelago in a changing world: history of research and challenges. *The Canadian Entomologist 145*:131-146.

Coulson, S. J. 2015. The alien terrestrial invertebrate fauna of the high Arctic archipelago of Svalbard: Potential implications for the native flora and fauna. *Polar Research 34*: 27364.

Culp, J., Goedkoop, W., Lento, J., Christoffersen, K., Frenzel, S., Guóbergsson, G., ... & Hammar, J. 2012. *Arctic freshwater biodiversity monitoring plan*. Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF).

Docherty, C. L., Hannah, D. M., Riis, T., Lund, M., Abermann, J. & Milner, A. M. 2018. Spatio-temporal dynamics of macroinvertebrate communities in northeast Greenlandic snowmelt streams. *Ecohydrology*, e.1982.

Docherty, C. L., Hannah, D. M., Riis, T., Leth, S. R. & Milner, A. M. 2018. Longitudinal distribution of macroinvertebrates in snowmelt streams in northeast Greenland: understanding biophysical controls. *Polar Biology 41*: 1567-1580.

Docherty, C. L., Hannah, D. M., Riis, T., Leth, S. R. & Milner, A. M. 2017. Large thermo-erosional tunnel for a river in northeast Greenland. *Polar Science 14*: 83-87.

Docherty, C. L., Riis, T., Hannah, D. M., Rosenhøj Leth, S. & Milner, A. M. (2018). Nutrient uptake controls and limitation dynamics in north-east Greenland streams. *Polar Research 37*: 1440107.

Douglas M. S. V. & Smol J.P. 1994. Limnology of high arctic ponds (Cape Herschel, Ellesmere Island, NWT). *Archiv für Hydrobiologie 131*:401–434

Fortino, K., Whalen, S. C., & Johnson, C. R. 2014. Relationships between lake transparency, thermocline depth, and sediment oxygen demand in Arctic lakes. *Inland Waters 4*:79-90.

Ghilarov, A.M., 1967. The zooplankton of Arctic rock pools. *Oikos 18*: 82-95.

González-Bergonzoni, I., Landkildehus, F., Meerhoff, M., Lauridsen, T. L., Özkan, K., Davidson, T. A. ... & Jeppesen, E. 2014. Fish determine macroinvertebrate food webs and assemblage structure in Greenland subarctic streams. *Freshwater Biology 59*:1830-1842.

Hessen. D. O. (red.) 2001. *UV radiation and Arctic ecosystems*. Springer Verlag, 310 s.

Hobbie J.E., Peterson B.J., Bettez N., Deegan L., O'Brien W.J., Kling G.W. …… & Hershey A.E. 1999. Impact of global change on the biogeochemistry and ecology of an Arctic freshwater system. *Polar Research 18*:207–214

Hodkinson, I.D. 2018. Insect biodiversity in the Arctic. *In* Foottit, R.G. & Adler, P.H. (eds). *Insect Biodiversity: Science and Society Vol. 2*: 15-57.

Keatley, B. E., Douglas, M. S. & Smol, J. P. 2008. Prolonged ice cover dampens diatom community responses to recent climatic change in High Arctic lakes. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 40*: 364-372.

Klobucar, S. L., Gaeta, J. W. & Budy, P. 2018. A changing menu in a changing climate: Using experimental and long-term data to predict invertebrate prey biomass and availability in lakes of arctic Alaska. *Freshwater Biology 63*: 1352-1364.

Levenstein, B., Culp, J. M. & Lento, J. 2018. Sediment inputs from retrogressive thaw slumps drive algal biomass accumulation but not decomposition in Arctic streams, NWT. *Freshwater Biology 63*:1300-1315.

Mariash, H. L., Smith, P. A. & Mallory, M. 2018. Decadal response of Arctic freshwaters to burgeoning goose populations. *Ecosystems 21*: 1230-1243

Milner, A. M., Khamis, K., Battin, T. J., Brittain, J. E., Barrand, N. E., Füreder, L. & Hodson, A. J. 2017. Glacier shrinkage driving global changes in downstream systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences 114*: 9770-9778.

Niedrist, G. H. & Füreder, L. 2018. When the going gets tough, the tough get going: The enigma of survival strategies in harsh glacial stream environments. *Freshwater Biology 63*:1260-1272.

Primicerio, R. & Klemetsen, A., 1999. Zooplankton seasonal dynamics in the neighbouring lakes Takvatn and Lombola (Northern Norway). *Hydrobiologia 411*: 19-29.

Prowse, T.D., Bonsal, B.R., Duguay, C.R., Hessen, D.O. & Vuglinsky, V.S. 2008. River and lake ice. *United Nations Environment Programme (UNEP) report* GEO 201–213.

Reuss, N. S., Hamerlík, L., Velle, G., Michelsen, A., Pedersen, O. & Brodersen, K. P. 2013. Stable isotopes reveal that chironomids occupy several trophic levels within West Greenland lakes: implications for food web studies. *Limnology and Oceanography 58*:1023-1034.

Rigler F. W. 1978. Limnology in the High Arctic: a case study of Char Lake. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 20: 127–140

Rouse, W. R., Douglas, M. S. V., Hecky, R. E., Hershey, A. E., Kling, G. W., Lesack, L……. & Smol J. P. 1997. Effects of climate change on the freshwaters of arctic and subarctic North America. *Hydrol Process 11*:873–902.

Smith, L. C., Sheng, Y., MacDonald, G. M., & Hinzman, L. D. 2005. Disappearing arctic lakes. *Science*, *308*(5727): 1429-1429.

Stonehouse, B. 1989. Polar Ecology. Blackie/Chapman and Hall, New York, USA.

Strecker, A. L., Cobb, T. P. & Vinebrooke, R. D. (2004) Effects of experimental greenhouse warming on phytoplankton and zooplankton communities in fishless alpine ponds. *Limnology and Oceanography*, *49*: 1182-1190.

Stur, E. & Ekrem, T. 2011. Exploring unknown life stages of Arctic Tanytarsini (Diptera: Chironomidae) with DNA barcoding. *Zootaxa 2743*: 27-39.

Summerhayes, V.S. & Elton, C.S., 1923. Contributions to the ecology of Spitsbergen and Bear Island. *Journal of Ecology 11*: 214-286.

Summerhayes, V.S. & Elton, C.S. 1928. *Further contributions to the ecology of Spitsbergen*. University Press.

Vekhov, N.V. 1998. Lakes of the Novaya Zemlya Archipelago. *Polar Geography 22*: 181-191.

Vincent, W. F. & Hobbie, J. E. 2000. Ecology of Arctic lakes and rivers. I: The Arctic: Environment, people, policies. Nuttall, M., Pocar, S. & Callaghan, T. (red.). Gordon and Breach, London, U.K, s. 197-231.

Vonk, J. E., Tank, S. E., Bowden, W. B., Laurion, I., Vincent, W. F., Alekseychik, P. ... & Deshpande, B. N. 2015. Reviews and syntheses: Effects of permafrost thaw on Arctic aquatic ecosystems. *Biogeosciences 12*: 7129-7167.

Wrona, F. J., Prowse, T. D., Reist, J. D., Hobbie, J. E., Lévesque L. M. J. & Vincent, W. F. 2006. Climate Change Effects on Aquatic Biota, Ecosystem Structure and Function. *AMBIO 35*: 359-369.

Zwolicki, A., Zmudczyńska-Skarbek, K., Matuła, J., Wojtuń, B. & Stempniewicz, L. 2016. Differential responses of arctic vegetation to nutrient enrichment by plankton-and fish-eating colonial seabirds in Spitsbergen. *Frontiers in Plant Science 7*: 1959.

Zwolicki, A., Zmudczynska-Skarbek, K., Richard, P. & Stempniewicz, L. 2016. Importance of marine derived nutrients supplied by planktivorous seabirds to High Arctic tundra plant communities. *Plos One 11*: 1-16.

Tverrfaglig, inkludert forvaltningslitteratur og terrestriske litteratur

Alfsnes, K., Hobæk, A., Weider, L. J. & Hessen, D. O. 2016. Birds, nutrients, and climate change: mtDNA haplotype diversity of Arctic *Daphnia* on Svalbard revisited. *Polar Biology 39*:1425-1437.

Artsdatabanken 2018. Norsk rødliste for naturtyper (https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper).

Brittain, J. E., Gislason, G.M., Ponomorev, V.I., Bogen, J., Brørs, S., Jensen, A.J., Khoklova, L.G.,….. & Stenina, A.S. 2009. *Arctic Rivers*. In: Rivers of Europe. Elsevier pp. 337-379.

Brittain, J. E., Gislason, G. M., Ponomorev, V. I., Aamodt, K. O., Bogen, J., Brørs, S., ….., & Stenina, A. S. I trykk. *Arctic Rivers*. In: Rivers of Europe. 2nd Edition. Elsevier.

Brittain, J. E. & Milner, A. M. 2001. Ecology of glacier-fed rivers: current status and concepts. *Freshwater Biology 46*: 1571-1578.

Coulson, S. J. 2007. Terrestrial and freshwater invertebrate fauna of the High Arctic archipelago of Svalbard. *Zootaxa 1448*: 41-58.

Coulson, S. J. 2013. *Checklist of the Terrestrial and Freshwater Invertebrate Fauna of Svalbard*. Unpublished report, UNIS. 185 pp.

Coulson, S. J. 2013. The terrestrial invertebrate fauna of the Svalbard archipelago in a changing world: history of research and challenges. *The Canadian Entomologist, 145*:131-146.

Coulson, S. J. & Refseth, D. 2004. The terrestrial and freshwater invertebrate fauna of Svalbard (and Jan Mayen). *In* Prestrud, P, H. Strøm , and H.V. Goldman (eds). A catalogue of the terrestrial and marine animals of Svalbard. *Norwegian Polar Institute Skrifter 20:* 57-122.

Coulson, S. J., Convey, P., Aakra, K., Aarvik, L., Ávila-Jiménez, M. L., Babenko, A. …. & Zmudczynska-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 & Biochemistry 68*: 440-470.

Dimante-Deimantovica, I., Chertoprud, M., Chertoprud, E., Christoffersen, K.S., Novichkova, A. & Walseng, B. 2015. FREMONEC: Effect of climate change and related stressors on fresh and brackish water ecosystems in Svalbard. A Norwegian and Russian joint scientific project. *NINA Report 1218*. 40 s.

Eidesen, P. B., Strømmen, K. & Vader, A. 2013. Fjelltettegras *Pinguicula alpina* funnet ny for Svalbard i Ringhorndalen, Wijdefjorden, en uutforsket arktisk oase. *Blyttia 71*: 209-213.

Elvebakk, A. 2011. Høgarktiske terrestriske område. In Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.

Elvebakk, A. & Nilsen, L. 2016. Stepperøyrkvein *Calmagrostis purpurascens* i Wijdefjorden på Svalbard – eineste lokalitetar i Europa. *Blyttia 74:* 259-266.

Faafeng, B., Brettum, P. & Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitilstanden i 355 innsjøer i Norge. *NIVA-rapport 2355*, 57 pp.

Fox, A. D., Fox, G. F., Liaklev, A., & Gerhardsson, N. 2010. Predation of flightless pink-footed geese (*Anser brachyrhynchus*) by Atlantic walruses (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in southern Edgeøya, Svalbard. *Polar Research, 29*(3): 455-457.

Gíslason, G. M. 2005. Origin of the freshwater fauna of the North-Atlantic islands: present distribution in relation to climate and possible migration routes. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 29*: 198-203.

Hagen, D., Eide N. E., Fangel, K,, Flyen A. C. & Vistad, O. I. 2012. Sårbarhetsvurdering og bruk av lokaliteter på Svalbard. *NINA Rapport 785*. 126 s.

Hansen, J. R. & Brodersen, C. 1998. Forslag til miljøovervåkingssystem for Svalbard og Jan Mayen. *Norsk Polar Institutt Rapport 108*. 62 s.

Hessen, D. O., Blomqvist, P., Dahl-Hansen, G., Drakare, S. & Lindström, E. S. 2004. Production and food web interactions of Arctic freshwater plankton and responses to increased DOC. *Archiv für Hydrobiologie 159*: 289-307.

Hessen, D. O., Tombre, I. M., van Geest, G., & Alfsnes, K. 2017. Global change and ecosystem connectivity: How geese link fields of central Europe to eutrophication of Arctic freshwaters. *Ambio 46*: 40-47.

Hjelle, A. 1993. *Geology of Svalbard*. Norsk Polarinstitutt. 162 pp.

Hodkinson, I. D. & Coulson, S. J. 2004. Are high Arctic terrestrial food chains really that simple? – The Bear Island food web revisited. *Oikos, 106*: 427-431.

Hop, H., Hansen, J. R. & Huberth-Hansen, J. P. 1998. Overvåking av biologisk mangfold i norsk Arktis: bidrag til Nasjonal handlingsplan for overvåking av biologisk mangfold. *Norsk Polarinstitutt Meddelelser 158*. 67 s.

Janiec, K. 1996: The comparison of freshwater invertebrates of Spitsbergen (Arctic) and King George Island (Antarctic) *Polish Polar Research 17:* 173-202.

Jensen, T. C., Walseng, B., Hessen, D. O., Dimante-Deimantovica, I., Novichkova, A. A., Chertoprud, E. S., ... & Christoffersen, K. S. 2019. Changes in trophic state and aquatic communities in high Arctic ponds in response to increasing goose populations. *Freshwater Biology* doi 10.1111/fwb.13299

Jørgensen, I. & Eie, J.A. 1993. Utbredelsen av zooplankton, bunndyr og fisk i innsjøer på Mosselhalvøya, Svalbard. *NINA forskningsrapport 45*. 25 s.

Landvik, J. Y., Brook, E. J., Gualtieri, L., Raisbeck, G., Salvigsen, O., & Yiou, F. 2003. Northwest Svalbard during the last glaciation: Ice-free areas existed. *Geology*, *31*(10), 905-908.

Laybourn-Parry, J. & Marshall, W. A. 2003. Photosynthesis, mixotrophy and microbial plankton dynamic in two high Arctic lakes during summer. *Polar Biology 6*: 517-524.

Lento, J., Goedkoop, W., Culp, J., Christoffersen, K.S, Lárusson, K.F., Fefilova, E. & Svenning, M-A. 2019. *State of the Arctic Freshwater Biodiversity.* Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat, Akureyri, Iceland. ISBN 978-9935-431-77-6.

Loeng, H., Ottersen, G., Svenning, M.A. & Stien, A. 2010. Effekter på økosystemer og biologisk mangfold. Klimaendringer i norsk Arktis. *Rapport Norsk Polar Institutt 133*. 49 s.

Madsen, J., Williams, J. H., Johnson, F. A., Tombre, I. M., Dereliev, S., & Kuijken, E. 2017. Implementation of the first adaptive management plan for a European migratory waterbird population: The case of the Svalbard pink-footed goose Anser brachyrhynchus. *Ambio*, *46*(2): 275-289.

Milner, A. M., Khamis, K., Battin, T. J., Brittain, J. E., Barrand, N. E., Füreder, L. ... & Hodson, A. J. 2017. Glacier shrinkage driving global changes in downstream systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA 114*: 9770-9778.

Moe, B., Hanssen, S. A., Gabrielsen, G. W. & Loonen, M. J. 2017. Fugleovervåkning ved etablering av nytt geodesianlegg ved Ny-Ålesund, Svalbard. Årsrapport for 2016. *NINA rapport 1323*.

Norsk Polar Institutt 2014. Vest Spitsbergen: supplement til «Kunnskapsgrunnlag for de store nasjonalparkene og fuglereservatene på Vest- Spitsbergen». *NP Notat 03.06014*. 10 s.

Pedersen, Å. Ø., Speed, J. D. M. & Tombre, I. M. 2013a. Prevalence of pink-footed goose grubbing in the arctic tundra increases with population expansion. *Polar Biology 36*, doi: 10.1007/s00300-013-1374-9.

Pedersen, Å. Ø., Tombre, I. M., Jepsen, J. U., Eidesen, P. B, Fuglei, E. & Stien, A. 2013b. Spatial patterns of goose grubbing suggest elevated grubbing in dry habitats linked to early snowmelt. *Polar Research 32* doi: 10.3402/polar.v32i0.19719.

Quillfeldt, C. H. V. & Øseth, E. 2016. Klimaendringer på Svalbard: effekter på naturmangfold og konsekvenser for den fremtidige naturforvaltningen.

Sander, G., Holst, A. & Shears, J. 2006. *Environmental impact assessment of the research activities in Ny-Ålesund 2006*. Kortrapport 04. Norsk Polarinstitutt. 55 s.

Shears, J., Theisen, F., Bjørdal, A. & Norris, S. 1998. *Environmental Impact assessment Ny-Ålesund international scientific research and monitoring station, Svalbard*. Meddelselser Norsk Polarinstitutt 157.

Smol, J. P., Wolfe, A. P., Birks, H. J. B., Douglas, M. S., Jones, V. J., Korhola, A. ... & Brooks, S. J. 2005. Climate-driven regime shifts in the biological communities of arctic lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA. 102:* 4397 - 4402.

Sund, M. 2008. Polar hydrology. *NVE Report 2-2008*. 63 s.

Søli, G., Aarvik, L. & Magnussen, T. 2018. *Plutella polaris* Zeller, 1880 (Lepidoptera, Plutellidae) rediscovered at Svalbard, with comments on its taxonomic position. *Nota Lepidoptera 41*: 129-137.

Thomassen, J., Dahle, S., Hagen, D., Hendrichsen, D., Husa, V., Miller, A., Moe, B., Ravolainen, V., Renaud, P. E. & Westergaard, K.B. 2017. Fremmede arter i Arktis – med fokus på Svalbard og Jan Mayen. *NINA Rapport 1413*. Norsk institutt for naturforskning.

Thor, S., 1930. Beiträge zur Kenntnis der invertebraten Fauna von Svalbard. I: Skrifter Om Svalbard Og Ishavet, vol. 27. Norwegian Polar Institute, Oslo.

van der Wal, R. & Hessen, D.O., 2009. Analogous aquatic and terrestrial food webs in the high Arctic: the structuring force of a harsh climate. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 11*: 231-240.

Van den Heuvel F, Hübner C, Błaszczyk M, Heimann M, Lihavainen H (eds) 2020: SESS report 2019, *Svalbard Integrated Arctic Earth Observing System, Longyearbyen*.

Van Geest, G. J., Hessen, D. O., Spierenburg, P., Dahl-Hansen, G. A. P., Christensen, G., Faerovig, P. J. ... & Van Donk, E. 2007. Goose-mediated nutrient enrichment and planktonic grazer control in arctic freshwater ponds. *Oecologia 153*: 653-662.

Vestby, S. E. 1983. En regional limnologisk undersøkelse av små innsjøer ved Svea, Svalbard. Cand. real. oppgave i limnologi, Universitetet i Oslo. 136 s.

Vongraven, D. 2014. Kunnskapsgrunnlag for de store nasjonalparkene og fuglereservatene på Vest-Spitsbergen. *NP Report Series 28-2014*. 234 s.

Vågnes, E., & Amundsen, H. E. F. 1993. Late Cenozoic uplift and volcanism on Spitsbergen: Caused by mantle convection? *Geology*, *21*(3), 251-254.

Walseng, B., Jensen, T., Dimante-Deimantovica, I., Christoffersen, K. S., Chertoprud, M., Chertoprud, E. ... & Hessen, D. O. 2018. Freshwater diversity in Svalbard: providing baseline data for ecosystems in change. *Polar Biology*: 1-11.

Welch, H.E. & Kalff, J. 1974. Benthic photosynthesis and respiration in Char Lake. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada 31*: 609–620.

Westergaard K. B, Hagen, D, Blumentrath, S. & Evju, M. 2013. Kunnskapssammenstilling for flora og vegetasjon i nasjonalparkene Nordvest-Spitsbergen, Forlandet og Sør-Spitsbergen på Svalbard. *NINA Rapport 986*. 100 s.

Winsnes, T. S. 1988. *Bedrock Map of Svalbard and Jan Mayen: Geological Map 1: 1 000 000*. Norsk polarinstitutt.

Øian, H. & Kaltenborn, B. 2020. Turisme på Svalbard og i Arktis. Effekter på naturmiljø, kulturminner og samfunn med hovedvekt på cruiseturisme. NINA Rapport 1745. Norsk institutt for naturforskning.

Vannkjemi, inkludert forurensningslitteratur

Aas, W., Fiebig, M., Solberg, S. & Yttri, K. E. 2019. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual Report 2018. *NILU report 8/2019*, 126 s.

AMAP. 1997. Arctic Pollution Issues: a state of the Arctic Environment Report. *Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway*. xii+186 pp.

AMAP. 2004a AMAP Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic. *Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway*. xi+100 pp.

AMAP. 2004b. AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. *Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway*. xvi+310 pp.

AMAP. 2005a. AMAP Assessment 2002: Heavy Metals in the Arctic. *Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway*. xvi+265 pp.

Anon. 2011. PCB på Svalbard; kunnskaps- og forvaltningsstatus 2011. *Sysselmannen på Svalbard.*

Banks, D., Haldorsen, S., Heim, M., Swensen, B., Sletten, R. & Dale B. 2001. The world's northernmost thermal springs: Bockfjorden, Svalbard. Geological setting and hydrochemistry. In *New Approaches: Characterizing Groundwater Flow. Proc. International Association of Hydrogeologist's (IAH) XXXIst Annual Congress, Munich.* pp. 10-14.

Banks, D., Siewers, U., Sletten, R. S., Haldorsen, S., Dale, B., Heim, M., & Swensen, B. 1999. The thermal springs of Bockfjorden, Svalbard: II: selected aspects of trace element hydrochemistry. *Geothermics, 28*: 713-728.

Banks, D., Sletten, R. S., Haldorsen, S., Dale, B., Heim, M. & Swensen, B. 1998. The thermal springs of Bockfjord, Svalbard: occurrence and major ion hydrochemistry. *Geothermics 27*: 445-467.

Bøyum, A. & Kjensmo, J. 1970. Kongressvatn. A creogenic meromictic lake at western Spitsbergen. *Archiv für Hydrobiologie 67*: 542-552.

Christensen, G. N. & Evenset, A. 2011, Miljøgifter i røye fra innsjøer på Svalbard, *Akvaplan-niva rapport nr. 4232-1.*

Christensen, G. N., Evenset, A., Rognerud, S., Skjelkvåle, B. L., Palerud, R., Fjeld, E. & Røyset, O. 2008. Nasjonal Lake Survey 2004-2006, Part III: AMAP. Status for metals and environmental pollutants in lakes and fish from the Norwegian part of the AMAP region. *SFT report 2363*. 170 pp.

Dowdall, M., Vicat, K., Frearson, I., Gerland, S., Lind, B. & Shaw, G. 2004. Assessment of the radiological impacts of historical coal mining operations on the environment of Ny-Ålesund, Svalbard. *Journal of Environmental Radioactivity 71*: 101-114.

Drevnick, P. E., Yang, H., Lamborg, C. H. & Rose, N. L. 2012. Net atmospheric mercury deposition to Svalbard: Estimates from lacustrine sediments. *Atmospheric Environment 59*: 509-513.

Evenset, A., Carroll J., Christensen, G. N., Kallenborn, R., Gregor, D. & Gabrielsen, G. W. 2007. Seabird guano is an efficient conveyor of persistent organic pollutants to arctic lake ecosystems. *Environmental Science & Technology 41*: 1173-1179.

Evenset, A., Christensen, G. N., Carroll, J., Zaborska, A., Berger, U., Herzke, D. & Gregor, D. 2007. Historical trends in persistent organic pollutants and metals recorded in sediment from Lake Ellasjøen, Bjørnøya, Norwegian Arctic. *Environmental Pollution 146*:196-205.

Evenset, A., Christensen, G. N., Skotvold, T., Fjeld, E., Schlabach, M., Wartena, E. & Gregor, D. 2004. A comparison of organic contaminants in two high Arctic lake ecosystems, Bjørnøya (Bear Island), Norway. *Science of the Total Environment 318*: 125-141.

Evenset, A., Christensen, G. N. & Kallenborn, R. 2005. Selected chlorobornanes, polychlorinated naphthalenes and brominated flame retardants in Bjørnøya (Bear Island) freshwater biota. *Environmental Pollution 136:* 419-430.

Hald, S. J. K. 2014. *Kartlegging og studie av metaller og naturlig organisk materiale i elver på Svalbard* . M.Sc.thesis, NTNU. 74 s. + vedlegg

Hayden, B., Harrod, C., Thomas, S. M., Eloranta, A. P., Myllykangas, J. P., Siwertsson, A., ... & Kahilainen, K. K. (2019). From clear lakes to murky waters–tracing the functional response of high-latitude lake communities to concurrent 'greening'and 'browning'. *Ecology letters*, *22*(5), 807-816.

Hodson, A.J., Mumford, P. N., Kohler, J., & Wynn, P. M. 2005. The High Arctic glacial ecosystem: new insights from nutrient budgets. *Biogeochemistry 72*: 233-256.

Hodson, A.J., Tranter, M., Gurnell, A. M., Clark, M. & Hagen, J.O. 2002. The hydrochemistry of Bayelva, a high Arctic proglacial stream in Svalbard. *Journal of Hydrology 257:* 91-114.

Jiang, S., Liu, X. & Chen, Q. 2011. Distribution of total mercury and methylmercury in lake sediments in Arctic Ny-Ålesund. *Chemosphere 83*: 1108-1116.

Jiao, L., Zheng, G. J., Minh, T. B., Richardson, B., Chen, L., Zhang, Y. ... & Wong, M. H. 2009. Persistent toxic substances in remote lake and coastal sediments from Svalbard, Norwegian Arctic: levels, sources and fluxes. *Environmental Pollution 157*: 1342-1351.

Knutsen, J. (red.) 1999. *Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis*. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning. 235 s.

Krawczyk, W. E., Lefauconnier, B. & Pettersson, L-E. 2003. Chemical denudation rates in the Bayelva catchment, Svalbard, in the fall of 2000. *Physics and Chemistry of the Earth 28*: 1257-1271.

Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1995. Critical loads of acidity to surface waters: Svalbard. *Science of the Total Environment 160/161:* 703-713.

Mazurek, M., Paluszkiewicz, R. Rachlewicz, G. & Zwolinski, Z. 2012. Variability of water chemistry in tundra lakes, Petuniabukta coast, Central Spitsbergen, Svalbard. *Scientific World Journal* 13 pp.

Nordum, M. 2012. *Metaller og naturlig organiske materiale i arktiske elver på Svalbard*. M.Sc. thesis, NTNU. 172 s.

Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B. L., Christensen, G. & Røyset, O. 2008. Nasjonal innsjøundersøkelse 2004-2006, del 2: Sedimenter. Forurensning av metaller, PAH og PCB. *SFT rapport 2362*. 77 s.

Rognerud, S., Grimalt, J. O., Rosseland, B. O., Fernandez, P., Hofer, R., Lackner, R. & Ribes, A. 2002. Mercury and organochlorine contamination in brown trout (*Salmo trutta*) and arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from high mountain lakes in Europe and the Svalbard archipelago. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 22: 209-232.

Rognerud, S., Skotvold, T., Fjeld, E., Norton, S. A. & Hobæk, A. 1998. Concentrations of trace elements in recent and preindustrial sediments from Norwegian and Russian Arctic lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55*: 1512-1523.

Rose, N. L., Rose, C. L., Boyle, J. F. & Appleby, P. G. 2004. Lake-sediment evidence for local and remote sources of atmospherically deposited pollutants on Svalbard. *Journal of Paleolimnology 31*: 499-513.

Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Jónsson, G. S., Mannio, J., Wilander, A., Jensen, J. P., Fjeld, E. & Lien, L. 2001. Chemistry of lakes in the Nordic region-Denmark, Finland with Åland, Iceland, Norway with Svalbard and Bear Island, and Sweden. *NIVA report SNO 4391-2001*. 39 s.

Skjelkvåle, B. L., Rognerud, S., Fjeld, E., Christensen, G. & Røyset, O. 2008. Nasjonale innsjøundersøkelse 2004-2006, Del I: Vannkjemi. Status for forsuring, næringssalter og metaller. *SFT rapport 2361*. 121 s.

Svenning, M. 1999. Accumulation of PCB in Sympatric Arctic Charr in Lake Eliasjøen, Bear Island: Individual Variation and Ecological Impacts. *Norwegian Institute for Nature Research, Department for Arctic Ecology*. 24 pp.

Wadham, J. L., Hodson, A. J., Tranter, M. & Dowdeswell, J. A. 1998. The hydrochemistry of meltwaters draining a polythermal-based, high Arctic glacier, south Svalbard: I. The ablation season. *Hydrological Processes 12*: 1825-1849.

Williamson, C. E., Overholt, E. P., Pilla, R. M., Leach, T. H., Brentrup, J. A., Knoll, L. B., ... & Moeller, R. E. 2015. Ecological consequences of long-term browning in lakes. *Scientific reports 5*: 18666.

Hydrologi og klima

ACIA 2004. *Impacts of a warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment.* Cambridge University Press. 139 pp.

Blaen, P. J., Milner, A. M. Hannah, D. H., Brittain, J. E. & Brown, L. E. 2013. Impact of changing hydrology on nutrient uptake in high Arctic rivers. *River Research and Applications 30*: 1073-1083.

Blaen, P. J., Hannah, D. H., Brown, L. E. & Milner, A. M. 2013. Water source dynamics of high Arctic river basins. *Hydrological processes 28*: 3521-3538.

Blaen, P. J., Hannah, D. M., Brown, L. E. & Milner, A. M. 2012. Water temperature dynamics in high Arctic river basins. *Hydrological Processes 27*: 2958-2972.

Bogen, J. & Bønsnes, T. E. 2003. Erosion and sediment transport in High Arctic rivers. *Polar Research 22*: 175-189.

Bøyum, A. & Kjensmo, J. 1978. Physiography of Lake Linnévatn, western Spitsbergen. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 20*: 609-614.

Bruland, O. Liston, G.E., Vonk, J. Sand, K. & Killingtveit, Å. 2004. Modelling the snow distribution at two high arctic sites on Svalbard, Norway, and at an alpine site in central Norway. *Nordic Hydrology 35*: 191-208.

Danielsen, M. 2013. *Hydrologiske effekter av klimaendring i et bredominert og et periglasialt nedbørfelt på Svalbard*. M.SC. thesis, NTNU. 61 s.

Førland, E. J., Benestad, R., Hanssen-Bauer, I., Haugen, J. E., & Skaugen, T. E. 2011. Temperature and precipitation development at Svalbard 1900–2100. *Advances in Meteorology, 2011*.

Gokhman, V. V. 1988. The runoff regime of rivers on Spitsbergen. *Materialy glyatsiologischeskikh issledovaniy 62:* 96-103.

Gokhman, V. V. & Khodakov, V. G. 1986. Hydrological investigations in the Mimer river basin. *Materialy glyatsiologischeskikh issledovaniy 55*: 161-166.

Hagen, J. O. & Lefauconnier, B. 1995. Reconstructed runoff from the High Arctic basin Bayelva based on mass-balance measurements. *Nordic Hydrology 26*: 285-296.

Hagen, J. O., Melvold, K., Pinglot, F. & Dowdeswell, J. A. 2003. On the net mass balance of the glaciers and ice caps in Svalbard, Norwegian Arctic. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research 35*: 264-270.

Haldorsen, S., Heim, M., Dale, B., Landvik, J. Y., van der Ploeg, M., Leijnse, A. ... & Banks, D. 2010. Sensitivity to long-term climate change of subpermafrost groundwater systems in Svalbard. *Quaternary Research 73*: 393-402.

Haldorsen, S., Heim, M., & Lauritzen, S. E. 1996. Subpermafrost Groundwater, Western Svalbard: *Nordic Hydrology 27*: 57-68.

Haldorsen, S., Heim, M., Lefauconnier, B., Pettersson, L. E., Røros, M. & Sandsbråten, K. 2002. The water balance of an arctic lake and its dependence on climate change: Tvillingvatnet in Ny-Ålesund, Svalbard. *Norsk Geografisk Tidsskrift 56: 146-151.*

Hansen, B. B., Isaksen, K., Benestad, R. E., Kohler, J., Pedersen, Å. Ø., Loe, L. E. ... & Varpe, Ø. 2014. Warmer and wetter winters: characteristics and implications of an extreme weather event in the High Arctic. *Environmental Research Letters 9*(11), 114021.

Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J., Hisdal, H., Mayer, S., Sandø, A.B. & Sorteberg, A. (red.) 2019. Climate in Svalbard 2100. *NCCS report 1/2019.* 206 pp.

Hessen, D. O. & Leu, E. 2006. Trophic transfer and trophic modification of fatty acids in high Arctic lakes. *Freshwater Biology 51*: 1987-1998.

Hodson, A. J. & Ferguson, R. I. 1999. Fluvial suspended sediment transport from cold and warm-based glaciers in Svalbard. *Earth Surface Processes and Landforms 24*: 957-974.

Hodson, A. J., Gurnell, A. M. Tranter, M. Bogen, J., Hagen, J. O. & Clark, M. 1998. Suspended sediment yield and transfer processes in a small high-Arctic glacier basin, Svalbard. *Hydrological Processes 12: 73-86.*

Hodson, A, Gurnell, A M., Washington R, Tranter M, Clark M. & Hagen J. 1998. Meteorological and runoff time-series characteristics in a small, high-Arctic glaciated basin Svalbard. *Hydrological Processes 12*: 509–526.

Holm, T. M., Konig, K. A., Andersen, T., Donali, E. Hormes, A…& Psenner, R. 2012. Rapid physicochemical changes in the high Arctic lake Kongressvatn caused by recent climate change. *Aquatic Science 74*: 385-395.

Husebye, S. 1997. Fysiske og kjemiske forhold undersøke I forbindelse med vannforsyning og etablering av vanninntak; Tvillingvatn, Ny-Ålesund, Spitsbergen. *Rapport Norges vassdrags- og energidirektorat 3/97*. 21. s.

Killingtveit, Å. 2004. Water balance studies in two catchments on Spitsbergen, Svalbard. Northern Research Basins Water Balance. *IAHS Publ. 290*: 120-128.

Killingtveit, Å, Pettersson, L-E. & Sand, K. 2003. Water balance investigations in Svalbard. *Polar Research 22*: 161-174.

Liestøl, O. 1977. Pingos, springs, and permafrost in Spitsbergen. *Norsk Polarinstitutt Årbok, 1975:* 7–29

Liestøl, O. 1996. Open-system pingos in Spitsbergen. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography 50*: 81-84.

Nowak, A. & Hodson, A. 2013. Hydrological response of a High-Arctic catchment to changing climate over the past 35 years: a case study of Bayelva watershed, Svalbard. *Polar Research 32*: 19691.

Nowak, A. & Hodson, A. 2014. Changes in meltwater chemistry over a 20-year period following a thermal regime switch from polythermal to cold-based glaciation at Austre Brøggerbreen, Svalbard. *Polar Research 33*: 22779.

Orvin, A. K. 1944. Litt om kilder på Svalbard, *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography 10*:16-38.

Pettersson, L-E. 2000. Vannforsyning i Ny-Ålesund. *Rapport Norges vassdrags- og energidirektorat 6/2000*. 18. s.

Ross, N., Harris, C., Christiansen, H. H. & Brabham, P. J. 2005. Ground penetrating radar investigations of open system pingos, Adventdalen, Svalbard. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography 59*: 129-138.

Rossi, G., Accaino, F., Boaga, J., Petronio, L., Romeo, R. & Wheeler, W. 2018. Seismic survey on an open pingo system in Adventdalen Valley, Spitsbergen, Svalbard. *Near Surface Geophysics 16*: 1-15.

Salvigsen, O. & Høgvard, K. 1998. Gygrekjelda, a new warm spring in Bockfjorden, Svalbard. *Polar research, 17*:107-109.

Svenning, M-A. 2016. Miljøvariable i innsjøer på Svalbard; vanntemperatur, lys- og isforhold. Rapport til Svalbards miljøvernfond. *NINA Minirapport 575*. 36 s.

Winther, J.-G., Bruland, O., Sand, K., Killingtveit, Å & Marechal, D. 1998. Snow accumulation distribution on Spitsbergen, Svalbard in 1997. *Polar Research 17*: 155-164.

Mikrobiologi, planteplankton, begroingsalger og vannplanter

Beyens, L. & De Bock, P. 1989. Moss dwelling diatom assemblages from Edgeøya (Svalbard). *Polar Biology 9*: 423-430.

Boopathi, T., Faria, D. G., Lee, M. D., Lee, J., Chang, M., & Ki, J. S. 2015. A molecular survey of freshwater microeukaryotes in an Arctic reservoir (Svalbard, 79 °N) in summer by using next-generation sequencing. *Polar Biology*, *38*: 179-187.

Davydov, D. & Patova, E. 2018. The diversity of Cyanoprokaryota from freshwater and terrestrial habitats in the Eurasian Arctic and Hypoarctic. *Hydrobiologia 811*:119-137.

Douglas, M. S. & Smol, J. P. 2010. *Freshwater diatoms as indicators of environmental change in the High Arctic. In* The diatoms: applications for the environmental and earth sciences (eds Smol, J.P. & Stoemer, E.F. Cambridge University Press. pp. 227-243.

Edwards, A., Douglas, B., Anesio, A. M., Rassner, S. M., Irvine-Fynn, T. D., Sattler, B., & Griffith, G. W. 2013. A distinctive fungal community inhabiting cryoconite holes on glaciers in Svalbard. *Fungal Ecology 6*: 168-176.

Ellis-Evans, J. C., Galchenko, V., Laybourn-Parry, J., Mylnikov, A. P., & Petz, W. 2001. Environmental characteristics and microbial plankton activity of freshwater environments at Kongsfjorden, Spitsbergen (Svalbard). *Archiv für Hydrobiologie 152*: 609-632.

Elster, J., Svoboda, J. & Kanda, H. 2001. Controlled environmental platform used in temperature manipulation study of a stream periphyton in the Ny-Ålesund, Svalbard. *Nowa Hedvigia, Beiheft 123*: 63-75.

Elvebakk, A. & Presterud, P. (Eds) 1996. A catalogue of Svalbard plants, fungi, algae and cyanobacteria. *Norsk Polarinstitutt Skrifter 198.* 396 pp.

Guo, C. Q., Ochyra, R., Wu, P. C., Seppelt, R. D., Yao, Y. F., Bian, L. G., …. & Li, C. S. 2013. *Warnstorfia exannulata*, an aquatic moss in the Arctic: seasonal growth responses. *Climatic change, 119*: 407-419.

Hessen, D. O. & Leu, E. 2006. Trophic transfer and trophic modification of fatty acids in high Arctic lakes. *Freshwater Biology 51*: 1987-1998.

Hodson, A., Cameron, K., Bøggild, C., Irvine-Fynn, T., Langford, H., Pearce, D., & Banwart, S. 2010. The structure, biological activity and biogeochemistry of cryoconite aggregates upon an Arctic valley glacier: Longyearbreen, Svalbard. *Journal of Glaciology, 56*(196): 349-362.

Ki, J. S., Cho, S. Y., Katano, T., Jung, S. W., Lee, J., Park, B. S., ... & Han, M. S. 2009. Comprehensive comparisons of three pennate diatoms, *Diatoma tenuae*, *Fragilaria vaucheriae*, and *Navicula pelliculosa*, isolated from summer Arctic reservoirs (Svalbard 79°N), by fine-scale morphology and nuclear 18S ribosomal DNA. *Polar biology 32*: 147-159.

Kim, G. H., KlochkovA, T. A., Han, J. W., Kang, S. H., Choi, H. G., Chung, K. W., & Kim, S. J. 2011. Freshwater and terrestrial algae from Ny-Ålesund and Blomstrandhalvøya (Svalbard). *Arctic 64*: 25-31.

Kubeckova, K., Elster, J. & Kanda, H. 2001. Periphyton ecology of glacial and snowfed streams, Ny-Ålesund, Svalbard: the influence of discharge disturbances due to sloughing, scraping and peeling. *Nova Hedwigia, Beiheft 123*: 139-170.

Landangen, A. 2000. Charophytes from warm springs of Svalbard. *Polar Research 19*: 143-153.

Lauritzen, S. E., & Bottrell, S. 1994. Microbiological activity in thermoglacial karst springs, south Spitsbergen. *Geomicrobiology Journal 12*: 161-173.

Lund, T. R. 1983. *Hydrografi og fytoplankton i et brepåvirket vassdrag på Svalbard*. Cand. real. oppgave i limnologi, Universitetet i Oslo. 162 s.

Mindl, B., Anesio, A. M., Meirer, K., Hodson, A. J., Laybourn-Parry, J., Sommaruga, R. & Sattler, B. 2007. Factors influencing bacterial dynamics along a transect from supraglacial runoff to proglacial lakes of a high Arctic glacier. *FEMS Microbiology Ecology*, *59*: 307-317

Pichrtová, M., Holzinger, A., Kulichová, J., Ryšánek, D., Šoljaková, T., Trumhová, K. & Nemcova, Y. 2018. Molecular and morphological diversity of Zygnema and Zygnemopsis (Zygnematophyceae, Streptophyta) from Svalbard (High Arctic). *European Journal of Phycology 53*: 492–508.

Picińska-Fałtynowicz, J. 1988. Freshwater benthic diatoms from the south-western part of the Hornsund fiord area, SW Spitsbergen. *Polar Research 6*:19-34.

Reigstad, L. J., Jorgensen, S. L., Lauritzen, S. E., Schleper, C. & Urich, T. 2011. Sulfur-oxidizing chemolithotrophic proteobacteria dominate the microbiota in high arctic thermal springs on Svalbard. *Astrobiology 11*: 665-678.

Säwström, C., Laybourn-Parry, J., Granéli, W., & Anesio, A. M. 2007. Heterotrophic bacterial and viral dynamics in Arctic freshwaters: results from a field study and nutrient-temperature manipulation experiments. *Polar Biology 30*: 1407-1415.

Skulberg, O. 1996. Part 9. Terrestrial and limnic algae and cynaobacteria. *In* Elvebakk, A. & Presterud, P. (Eds) A catalogue of Svalbard plants, fungi, algae and cyanobacteria. *Norsk Polarinstitutt Skrifter 198*: 383-395.

Smol, J. P. & Douglas, M. S. 1996. Long-term environmental monitoring in arctic lakes and ponds using diatoms and other biological indicators. *Geoscience Canada 23*: 225-230.

Van Donk, E., Faafeng, B. A., de Lange, H. J. & Hessen, D. O. 2001. Differential sensitivity to natural ultraviolet radiation among phytoplankton species in Arctic lakes (Spitsbergen, Norway). *Plant Ecology 154*: 249-259.

Vestby, S. E. 1983. *En regional limnologisk undersøkelse av små innsjøer ved Svea, Svalbard*. Cand. real. oppgave i limnologi, Universitetet i Oslo. 137 s.

Zgrundo, A., Wojtasik, B., Convey, P. & Majewska, R. 2017. Diatom communities in the High Arctic aquatic habitats of northern Spitsbergen (Svalbard). *Polar Biology 40*: 873-890.

Dyreplankton inkludert ciliater

Amrén, H. 1964. Ecological studies of zooplankton populations in some ponds on Spitsbergen. *Zool. Bidrag Uppsala 36*: 161-191.

Amrén, H. 1964. Temporal variation of the rotifer *Keratella quadrata* (Müll.) in some ponds on Spitsbergen. *Zool. Bidrag Uppsala 36*: 192-208.

Amrén, H. 1964. Ecological and taxonomical studies on zooplankton from Spitsbergen. *Zool. Bidrag Uppsala 36*: 209-280.

Borgeraas, J. & Hessen, D.O. 2002. Diurnal patterns of antioxidant activity in alpine and arctic *Daphnia* under *in situ* UV-radiation. *Archiv für Hydrobiologie 156*: 83-95.

Brehm, V. 1917: Die v. Dr. A. Koch gesam. Entomostraken aus Spitzbergen. *Archiv für Hydrobiologie 11*: 609–623.

Bryce, D., 1897. Contributions to the non-marine fauna of Spitsbergen.e Part II. Report on the Rotifera. *Proceedings of the Zoological Society, London 52*: 793-799.

Dimante-Deimantovica, I., Walseng, B., Chertoprud, E. & Novichkova, A. 2018. New and previously known species of Copepoda and Cladocera (Crustacea) from Svalbard, Norway–who are they and where do they come from? *Fauna norvegica 38*: 18-29.

Halvorsen, G. & Gullestad, N. 1976. Freshwater Crustacea in some areas of Svalbard. *Archiv fur Hydrobiologie, 78:* 383-395.

Hessen, D. O. 1996. Competitive trade-off strategies in Arctic *Daphnia* linked to melanism and UV-B stress. *Polar Biology 16*: 573-579.

Hessen, D. O., Borgeraas, J. & Ørbæk, J. B. 2002. Responses in pigmentation and anti-oxidant expression in Arctic *Daphnia* along gradients of DOC and UV exposure. *Journal of Plankton Research 24:* 1009-1018.

Hessen, D. O., Borgeraas, J., Kessler, K. & Refseth, U. H. 1999. UV-B susceptibility and photoprotection of Arctic *Daphnia* morphotypes. *Polar Research 18*: 345-352.

Hessen D. O, Jensen, T. C. & Walseng, B. 2019. Zooplankton diversity and dispersal by birds; insights from different geographical scales. *Frontiers in Ecology and Evolution 7*:74. doi: 10.3389/fevo.2019.00074

Husman, S., Jacobi, H. U., Meijering, M. P. D. & Reise, B. 1978: Distribution and ecology of Svalbards Cladocera. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 20*: 2452–2456.

Jacobi, H-U. & Meijering, P. D. 1978. On the limnology of Bear Island (74°30'N, 19°E) with special reference to Cladocera. *Astarte 11*: 79-88.

Kubícek, F. & Terek, J. 1991. Zooplanktón Svalbardu (Spicbergy). *Biologia 46*: 873-879.

Lakka, H. K. 2013. *The ecology of a freshwater crustacean:* Lepidurus arcticus *(Brachiopoda; Notostraca) in a High Arctic region*. MSc. thesis, UNIS. 151 pp.

Olofsson, O. 1918. Studien über die Süsswasserfauna Spitbergens. *Zool. Bidrag Uppsala 6*: 13-646.

Petz, W., Valbonesi, A., Schiftner, U., Quesada, A. & Cynan Ellis-Evans, J. 2007. Ciliate biogeography in Antarctic and Arctic freshwater ecosystems: endemism or global distribution of species? *FEMS Microbiological Ecology 59*: 396-408.

Samchyshyna, L., Hansson, L. A. &, K. 2008. Patterns in the distribution of Arctic freshwater zooplankton related to glaciation history. *Polar Biology 31*: 1427-1435.

Skaugrud, H. 2009. *Effects of increased temperature and bird migrations on zooplankton communities in the high Arctic*. MSc. Thesis, University of Oslo. 39 pp.

Styczynski, B. & Rakusa-Susczczewski, S. 1963. Tendipedidae of selected water habitats of Hornsrund region (Spitsbergen). *Polish Archives of Hydrobiology 11*: 327-341.

Suatoni, E., Vicario, S., Rice, S., Snell, T., Caccone, A., 2006. An analysis of speciesThomasson, K. 1958. Zur Planktonkunde Spitzbergens. *Hydrobiologia 12*: 226–236.

Thomasson, K. 1961. Zur Planktonkunde Spitzbergens 2. *Hydrobiologia 18*: 192-198.

Van Geest, G. J., Hessen, D. O., Spierenburg, P., Dahl-Hansen, G. A. P., Christensen, G., Faerovig, P. J. ... & Van Donk, E. 2007. Goose mediated nutrient enrichment and planktonic grazer control in arctic freshwater ponds. *Oecologia 153*: 653-662.

Weider, L. J. & Hobæk, A., 1994. Molecular biogeography of clonal lineages in a High-Arctic apomictic *Daphnia* complex. *Molecular Ecology 3*: 497– 506

Zawisza, E. & Szeroczynska, K. 2011. Cladocera species composition in lakes in the area of the Hornsund Fjord (Southern Spitzbergen) – preliminary results. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 402*: 04.

Bunndyr

Blaen, P. J., Brown, L. E., Hannah, D. H. & Milner, A. M. 2014. Environmental drivers of macroinvertebrate communities in high Arctic rivers (Svalbard). *Freshwater Biology 59*: 378-391.

Castella, E., Adalstinsson, H., Brittain, J. E., Gislason, G. M., Lehmann, A., Lencioni, V., Lods-Crozet, B., Maiolini, B., Milner, A. M., Olafsson, J. S., Saltveit, S. J. & Snook, D. L. 2001. Macrobenthic invertebrate richness and composition along a latitudinal gradient of European glacier-fed streams. *Freshwater Biology 46:* 1811-1831.

Chertoprud, E. S., Makarova, O. L., & Novichkova, A. A. 2017. First data on aquatic mites (Acari) of inland water bodies of West Spitsbergen, Svalbard. *Acarina 25*: 181-189.

Chertoprud, M. V., Palatov, D. M., & Dimante-Deimantovica, I. 2017. Macrobenthic communities in water bodies and streams of Svalbard, Norway. *Journal of Natural History 51*:2809-2825.

Ekrem, T., Stur, E., Orton, M. G. & Adamowicz, S. J. 2018. DNA barcode data reveal biogeographic trends in Arctic non-biting midges. *Genome* 999:1-10.

Füreder, L. & Brittain, J. E. 2006. High Arctic stream food webs - what remains at the limits of benthic life? *North American Benthological Society Annual Meeting*; 4-8 June 2006.

Hansen, T. 1983 *Bunnfaunastudier i et vassdrag på Svalbard*. Cand. real. oppgave i limnologi. Universitetet i Oslo, 106 s.

Hirvenoja, M., 1967. Chironomidae and Culicidae (Dipt.) from Spitsbergen. *Annales Entomologica Fennica 33*: 52-61.

Lods-Crozet, B., Lencioni, V., Olafsson, J., Snook, D., Velle, G., Brittain, J. E., …. & Rossaro, B. 2001. Chironomid (Diptera: Chironomidae) communities in six European glacier-fed streams. *Freshwater Biology 46*: 1791-1809.

Lods-Crozet, B., Lencioni, V., Brittain, J. E., Marziali, L. & Rossaro, B. 2007. Contrasting chironomid assemblages in two high Arctic streams on Svalbard. *Archiv für Hydrobiologie 170*: 211-222.

Luoto, T. P., Oksman, M., & Ojala, A. E. 2016. Invertebrate communities of the High Arctic ponds in Hornsund. *Polish Polar Research 37*: 105-119.

Marziali, L., Gozzini, M. Rossaro, B. & Lencioni, V. 2009. Drift patterns of Chironomidae (Insecta, Diptera) in an arctic stream (Svalbard Islands): an experimental approach. *Studi Trentino Science Naurali. 84*: 87-96.

Milner, A.M., Brittain, J. E., Castella, E. & Petts, G.E. 2001. Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshwater Biology 46:* 1833-1847.

Maiolini, B., Lencioni, V. & Brittain, J. E. 2006. Invertebrate drift in a high arctic stream under natural and experimental light conditions: preliminary results. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 29:*2201-2204.

Schütz, S. A. 2018. *Development patterns and phenology in cold-stream chironomids*. Ph.D. thesis University of Innsbruck, Austria. 165 pp.

Schütz, S. A., Brittain, J. E. & Füreder., L. In prep. Diverging patterns of two *Diamesa* (Diptera, Chironomidae) species in High Arctic streams.

Stur, E. & Ekrem, T. 2020. The Chironomidae (Diptera) of Svalbard and Jan Mayen. *Insects 11*, 183.

Scourfield, D. J., 1897. Contributions to the non-marine fauna of Spitsbergen. Part I. Preliminary notes, and reports on the Rhipozoda, Tardigrada, Entomostraca. *Proceedings of the Zoological Society, London*: 784-792.

Styczynski, B., & Rakusa-Susczczewski, S. 1963. Tendipedidae of selected water habitats of Hornsrund region (Spitsbergen). *Polish Archives of Hydrobiology 11*: 327-341.

Fisk

Aas, M. 2007. *Bestandsdynamikk og habitatbruk hos anadrom og stasjonær røye (*Salvelinus alpinus*) i Straumsjøen; en grunn innnsjø på Svalbard*. M.Sc. thesis, NMBU, Ås. 74 s.

Alekseev, M. Y., Tkachenko, A. V., Zubchenko, A. V., Shkatelov, A. P., & Nikolaev, A. M. 2019. Distribution, Spawning and the Possibility of Fishery of Introduced Pink Salmon (*Oncorhynchus gorbusha* Walbaum) in Rivers of Murmansk Oblast. . *Russian Journal of Biological Invasions 10 (2)*: 109–117.

Bergane, V. Å. 2018. *Sjørøya (*Salvelinus alpinus*) i Linnévassdraget, Svalbard: livshistorietrekk og populasjonsstruktur ti år etter innføring av kvotebasert fangst*. M.Sc. thesis NMBU, Ås. 53 s.

Bjørvik, E. T. 2009. *Betydning av lufttemperatur og snømengde for årlig tilvekst hos røye (*Salvelinus alpinus *L.) på Svalbard*. M.Sc. thesis University of Tromsø. 61 s.

Borgstrøm, R., Aas, M., Hegseth, H., Dempson, B. & Svenning, M-A. 2018. *Lepidurus arcticus* (Crustacea: Notostraca); an unexpected prey of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in a High Arctic river. *Boreal Environment Research 23*: 1149-157.

Borgstrøm, R., Haugen, M., Madsen, K. E. & Svenning, M. A. 2015. Recorded biomodal length frequency distributions of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) and brown trout, *Salmo trutta* L.: an effect of both population structure and sampling bias. *Polar Biology 38*: 895–903.

Borgstrøm, R., Ebne, I. & Svenning, M. A. 2010. High lacustrine gillnet catchability of anadromous Arctic charr. *Hydrobiologia 650*: 203-212.

Borgstrøm, R., Isdahl, T. & Svenning, M. A. 2015. Population structure, biomass, and diet of landlocked Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in a small, shallow High Arctic lake. *Polar Biology 38*: 309-317.

Christensen, G. N., Klemetsen, A. & Svenning, M.-A. 2004. Røya på Bjørnøya – suveren i karrige innsjøer. *Ottar, nr 5-2004*: 31- 38.

Ebne, I. 2009. Anadrom røye (*Salvelinus alpinus*) i Linnévassdraget, Svalbard; Diett, oppvandring, bestandssammensetning og fangbarhet. Masteroppgave, NMBU. 39 s.

Gulseth, O. A. & Nielsen, K.J. 2000. The brief period of spring migration, short marine residence, and high return rate of a northern Svalbard population of Arctic char. *Transactions of the American Fisheries Society 129*: 782-796.

Gulseth, O. A. & Nielsen, K. J. 2001. Life-history traits of charr, *Salvelinus alpinus*, from a High Arctic watercourse on Svalbard. *Arctic 54:* 1-11.

Godiksen, J. A., Power, M., Borgstrøm, R., Dempson, J. B. & Svenning, M-A. 2012. Thermal habitat use and juvenile growth of Svalbard Arctic charr: evidence from otolith stable oxygen isotope analyses. *Ecology of Freshwater fish 21*: 134-144.

Godiksen, J. A., Svenning, M. A., Sinnatamby, R. N., Dempson, J. B., Borgstrøm, R. & Power, M. 2011. Stable isotope-based determinations of the average temperatures experiences by young-of-the-year Svalbard Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)). *Polar Biology 34*: 591-596.

Gullestad, N. 1969. Merking av røye (*Salvelinus alpinus* (L.) på Svalbard 1963-65. *Norsk Polarinstituttets Årbok 1968*: 134-136.

Gullestad, N. 1973. Freshwater biological investigations on Spitsbergen 1962-71. *Fauna, Oslo 26*: 225-232

Gullestad, N. & Klemetsen, A. 1997. Size, age and spawning frequency of landlocked arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) in Svartvatnet, Svalbard. *Polar Research 16*: 85-92.

Hammar, J. 1989. Freshwater ecosystems of polar regions: vulnerable resources. *Ambio 18*: 6–22.

Hammar, J. 2000. Cannibals and parasites: conflicting regulators of bimodality in high latitude Arctic char, *Salvelinus alpinus*. *Oikos 88*: 33-47.

Heggseh, H. 2007. *Lengde, vekst og diett hos røyeparr* (Salvelinus alpinus) *på elv og i innsjø i tre vassdrag på Svalbard*. M.Sc. thesis, NMBU, Ås. 52 s.

Jensen, A. J. 2014. Origin and life history of Atlantic salmon (*Salmo salar*) near their northernmost oceanic limit. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 71:* 1740-1746.

Kennedy, C. R. 1978. The parasite fauna of resident char *Salvelinus alpinus* from Arctic islands, with special reference to Bear Island. *Journal of Fish Biology 13*: 457-466.

Klemetsen, A., Grotnes, P. E., Holthe, H. & Kristoffersen, K. 1985. "Bear Island charr." *Report-Institute of Freshwater Research, Drottningholm 62*: 98-119.

Madsen, K. E. & Haugen, M. 2003. *Røye* (*Salvelinus alpinus*) *i Arresjøen på Svalbard; populasjonsdynamikk, resursbruk og kannibalisme.* Cand. agric. thesis, NLH, 56 s.

Radtke, R., Svenning, M-A., Malone, D., Klemetsen, A., Ruzicka, J. & Fey, D. 1996. Migrations in an extreme northern population of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*: insights from otolith microchemistry. *Marine Ecology Progress Series 136*: 13-23

Skogstad, O. C. & Skogstad, Ø. 2006. *Dynamikk og ressursbruk hos anadrom og resident røye* (*Salvelinus alpinus*) *i Vårfluesjøen på Svalbard, etter flere års fredning av bestanden*. M.Sc. thesis, UMB, 34 s.

Sobecka, E., Piasecki, W. 1993. Parasitic fauna of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L., 1758) from the Hornsund region (Spitsbergen). *Acta lchyl. Piscatoria 23*: 99-106.

Svenning, M-A. 1991. Svalbardrøya – storvokst, delikat og truet. *Ottar 1991*: 68-72.

Svenning, M.-A. 1992a. Fiskeribiologiske undersøkelser i røyevassdrag på Svalbard (Spitsbergen) i perioden 1987-90. *Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø, Rapport*. 66 s.

Svenning, M-A. 1992b. Svalbardrøya. Arktiske egenskaper og egnethet i oppdrett. *Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. Rapport*. 80 s.

Svenning, M-A. 1993. *Life history variations and polymorphism in Arctic charr,* Salvelinus alpinus (L.), *on Svalbard and in northern Norway*. Dr. scient. thesis, University of Tromsø, 122 pp.

Svenning, M-A. 2000. Fiskesamfunn i arktiske innsjøer (Fish communities in Arctic lakes*). I*: Borgstrøm, R. &. Hansen, L. P (red.). Fisk i ferskvann - Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo, s. 60-65.

Svenning, M-A. 2001. Røyeotolitten som ferdskriver: Livshistorievariasjon i ekstremt og uforutsigbart miljø. *I* Bevaring av biodiversitet – fra gener til landskap (ed. Hindar, K.). NINAs strategiske programmer 1996-2000. – *NINA Temahefte 17*: 107-113.

Svenning, M-A. 2002. Røyeotolitten/øresteinen som ferdskriver hos Svalbardrøye *Ottar, 2002*.

Svenning, M-A. 2010a. Kannibal- og sjørøyebestander på Svalbard; unike genetiske røyemorfer med spesielle forvaltningskrav? *NINA minirapport 297*. 14 s.

Svenning, M-A. 2010b. Methodology for fish survey for Arctic charr in Spitsbergen lake systems. *NINA report 645*. 30 pp.

Svenning, M-A. 2015. Atlantisk laks i Isfjorden, Svalbard. Hvor kommer den fra. Rapport for fangståret 2014. *NINA Minirapport* 582.

Svenning, M. A., Aas, M. & Borgstrøm, R. 2015. First records of three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* in Svalbard freshwaters: an effect of climate change? *Polar Biology, 38*: 1937-1940.

Svenning, M-A. & Borgstrøm, R. 1995. Population structure in landlocked Spitsbergen Arctic charr. Sustained by Cannibalism? *Nordic Journal of Freshwater Research 71*: 424-31.

Svenning, M-A. & Borgstrøm, R. 2005. Cannibalism in Arctic charr: Do all individuals have the same propensity to be cannibals? *Journal of Fish Biology 66*: 957-965.

Svenning, M-A., Bjørvik, E. & Godisken, J.G. 2008. Svalbardrøye arkiverer historiske klimadata. Ottar nr 5/2008, 5 s.

Svenning, M-A., Christensen, G. & Klemetsen, A. 2004. Røya i Ellasjøen. Full av PCB, men har det noen negativ effekt*? Ottar 253, 2004*: 66.

Svenning, M.A. & Gullestad, N. 2002. Adaptations to stochastic environmental variations: the effects of seasonal temperatures on the migratory window of Svalbard Arctic charr. *Environmental Biology of Fishes 64*: 165-174.

Svenning, M. A., Klemetsen, A., & Olsen, T. 2007. Habitat and food choice of Arctic charr in Linnévatn on Spitsbergen, Svalbard: the first year-round investigation in a High Arctic lake. *Ecology of Freshwater Fish, 16*: 70-77.

Svenning, M-A & Ozerov, M. 2018. Atlantic salmon captured in Svalbard fjords; where are their origin rivers? Final report, Svalbard Environmental Protection Fund. *NINA-report 1496* (in Norwegian).

Woods, P. J., 2011. *Ecological Diversity in the Polymorphic Fish Arctic Charr* (Salvelinus alpinus). Ph.D. thesis. University of Washington.

Paleolimnologi og sedimentologi

Birks, H.J.B., Jones, J.J. & Rose, N.L. 2004. Recent environmental change and atmospheric contamination on Svalbard as recorded in lake sediments – synthesis and general conclusions. *Journal of Paleolimnology 31*: 531-546.

Brooks, S. J. & Birks, H. J. B. 2004. The dynamics of Chironomidae (Insecta: Diptera) assemblages in response to environmental change during the past 700 years on Svalbard. *Journal of Paleolimnology 31*: 483-498.

Cameron, N. G., Birks, H. J. B., Jones, V. J., Berges, F., Catalan, J., Flower, R. J. .... & Sánchez-Castillo, P. 1999. Surface-sediment and epilithic diatom pH calibration sets for remote European mountain lakes (AL: PE Project) and their comparison with the Surface Waters Acidification Programme (SWAP) calibration set. *Journal of Paleolimnology 22*: 291-317.

Fadnes, K. 2010. *Climate History of the Arctic: Temperature reconstruction of an arctic lake on Spitsbergen based on chironomid*. Thesis, University of Bergen.

Guilizzoni, P., Marchetto, A., Lami, A., Brauer, A., Vigliotti, L., Musazzi, S. ... & Mordenti, A. 2006. Records of environmental and climatic changes during the late Holocene from Svalbard: paleolimnology of Kongressvatnet. *Journal of Paleolimnology 36*: 325-351.

Holmgren, S. U., Bigler, C., Ingólfsson, O. & Wolfe, A. P. 2010. The Holocene-Anthrocene transition in lakes of western Spitsbergen, Svalbard (Norwegian High Arctic): climate change and nitrogen deposition. *Journal of Paleolimnology 43*: 393-412.

Hyvärinen, H. 1968. Late-Quaternary sediment cores from lakes on Bjørnøya. *Geografiska Annaler. Series A. Physical Geography* 235-245.

Jones, V. J. & Birks, H. J. B. 2004. Lake-sediment records of recent environmental change on Svalbard: results of diatom analysis. *Journal of Paleolimnology 31*: 445-466.

Luoto, T. P., Brooks, S. J., & Salonen, V. P. 2014. Ecological responses to climate change in a bird-impacted High Arctic pond (Nordaustlandet, Svalbard). *Journal of Paleolimnology 51*: 87-97.

Luoto, T. P., Nevalainen, L., Kubischta, F., Kultti, S., Knudsen, K. L. & Salonen, V. P. 2011. Late quaternary ecological turnover in high arctic Lake Einstaken, Nordaustlandet, Svalbard (80 N). *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography 93*: 337-354.

Luoto, T. P., Ojala, A. E., Arppe, L., Brooks, S. J., Kurki, E., Oksman, M. …..& Zajączkowski, M. 2018. Synchronized proxy-based temperature reconstructions reveal mid-to late Holocene climate oscillations in High Arctic Svalbard. *Journal of Quaternary Science 33*: 93-99.

Luoto, T.P., Oksman, M. & Ojala, A.E.K. 2016. Invertebrate communities of the high Arctic ponds in Hornsund. *Polish Polar Research 37*: 105-119.

Nevalainen, L., Sarmaja-Korjonen, K. & Luoto, T. P. 2011. Sedimentary Cladocera as indicators of past water-level changes in shallow northern lakes. *Quaternary Research 75*: 430-437.

Smol, J. P. & Douglas, M. S. 2007. From controversy to consensus: making the case for recent climate change in the Arctic using lake sediments. *Frontiers in Ecology and the Environment 5*: 466-474.

Vaillencourt, D. 2010. Alkenone-Inferred Temperature Reconstruction from Kongressvatnet, Svalbard. 23rd Annual Keck Symposium, Houston, Texas. *University of Massachusetts, Amherst*. 7pp.

Velle, G., Kongshavn, K. & Birks, H. J. B. 2011. Minimizing the edge-effect in environmental reconstructions by trimming the calibration set: chironomid-inferred temperatures from Spitsbergen. *The Holocene 21*: 417-430.

Voldstad, L. M. H. 2018. *The Holocene vegetation history of an isolated, high-arctic plant diversity hotspot*. M.Sc. thesis, NMBU, Ås. 44 pp.

Wohlfarth, B., Lemdahl, G., Olsson, S., Persson, T., Snowball, I., Ising, J. & Jones, V. 1995. Early Holocene environment on Bjørnøya (Svalbard) inferred from multidisciplinary lake sediment studies. *Polar Research 14*: 253-275.

7.2 Oversikt over elver og innsjøer med data

Oversikt over elver på Svalbard der det finnes data på fysisk-kjemiske parametere og en eller flere biologiske kvalitetselementer (basert på arbeid i den norske ekspertgruppen for arktisk biomangfold (N-FEN) i 2016). Geografisk region; 1: Sør-Spitsbergen, 2: Midt-Spitsbergen inkl. Isfjorden, 3: Midt-Spitsbergen inkl. Ny-Ålesund, 4: Nordvest-Spitsbergen, 5: Spitsbergen nord; 6: Nordaustlandet; 7: Barentsøya. Elvetype mht. vannkilde; 1: Brepåvirket, 2: snøsmelting, nedbør, 3: utløp fra innsjø, 4: grunnvann ved fuglefjell. Kvalitet eksisterende data (per 2018); 1: minimum 2 biologisk FEC i tillegg til vannkjemi og vanntemperatur + god datakvalitet/mye data for de aktuelle FECene, 2: minimum 1 biologiske FEC og moderat datakvalitet/datamengde, 3: Ingen biologiske FEC eller begrenset med data. Tall i kursiv: data fra studier av Chl a og stabile isotoper.

Elv (navn)	Geografisk region	Elvetype	Breddegrad	Lengdegrad	Vassdragsnummer (REGINE)	Nedbørfeltareal, km2	Høyde over havet, m	Isdekt areal, % av nedbørfelt	Vannføring	Sediment	Vanntemperatur	Vannkjemi	HM & POPs	Bentiske alger (kun Chl a)	Makrofytter (kun mose)	Bunnfauna	Fisk	Ernæring fisk	Kvalitet eksisterende data	Fysisk tilgjengelighet	Innsjøer i nedbørfelt relevant for overvåking	Diverse info	Viktige referanser
Revelva	1	3	77,0104	15,4328													3		3	2	Revvatnet		
Linnéelva	2	3	78,0731	13,7493					5		8	x				x	2+	x	1?	1	Linnevatnet	Temp. data fra 2007-14	
De Geerelva	2	1-2	78,3314	16,3037	419.2Z	79,1	0-987	10	23	23	22	1							3	2			
Straumsjøelva	2	3	78,3274	14,1834													1	1	3	2	Straumsjøen	Fisk fra 2005	
Bayelva	3	1	78,9222	11,8840	425.10	30,9	0-742	55	30	30	24	8	1	*4*	*1*	5			1	1	Tvillingvatnet		
Westbyelva	3	3	78,9246	11,9040	425.10	14,3	0-554	0	4		4	4		*3*	*1*	4			2	1		Gruvedrift i nedbørfeltet.	
Sarsvatnet, utløpselv	3	3	78,9510	12,4530					x		x	x				x							
Stuphallet	3	4	78,9615	11,6662	425.10	0,5	0-195	0	4		4	5		*3*	*1*	4			1	1			
Londonelva	3	2	78,9640	11,0553	425.50	0,7	0-369	0	22	16	22	5	1	*2*	*1*	5			1	1		Jakobskjelda i samme område	
Diesetelva	4	3	79,1920	11,1798					2		5+	5				1	10		1	2	Diesetvatnet	Bunnfauna fra 2014	
Hjæren, utløpselv	4	3	79,2650	11,4990					x		x	x				x						Forsuringsfølsom. Nær Erlingvatnet og Hajeren	
Mosselelv	5	3	79,8511	16,1458					1			1				1	2		2	3	Mosselvatnet		
Arkvatnelva	6	?	80,4680	22,9470							x						x				Arkvatnet		

Oversikt over innsjøer på Svalbard der det finnes data på fysisk-kjemiske parametere og en eller flere biologiske kvalitetselementer (basert på arbeid i den norske ekspertgruppen for arktisk biomangfold (N-FEN) i 2016). Innsjøtype; 1: klar dam (<0.01 km^2 og maks dyp <3 m), 2: brepåvirket dam (som type 1, siktedyp <2 m, 3: klar innsjø (>0.01 km^2 eller maks dyp >3 m), 4: brepåviket innsjø (som type 3, siktedyp <2 m), 5: meromiktisk innsjø, 6: varm kilde, 7: brakkvannspåvirket lagune Se elvetabell for ytterligere informasjon.

Innsjø (navn)	Geografisk region	Innsjøtype	Lattitude	Longitude	Innsjøareal km2	Maks innsjødyp. m	Høyde over havet, m	Vanntemperatur	Vannkjemi	HM & POPs	Planteplankton	Makrofyter	Dyreplankton	Litorale småkreps	Bunnfauna	Fisk	Data <1950	Paleodata	Kvalitet eksisterende data	Fysisk tilgjengelighet	Elv i nedbørfelt relevant for overvåking	Diverse info	Viktige referanser
Svartvatnet	1	3	76,8958	15,6748	0,794	26,5	63									1			3	2		12 km fra polsk forskn.stasjon	Gullestad & Klemetsen (1997)
Fugledammen	1	1	77,0004	15,5283		~2	25						2					x	3	1		Dam nær polsk st., Paleo: vannlopper, fjærmygg	Zawisza & Szeroczynska (2011), Luoto mfl. (2015)
Revvatnet	1		77,0224	15,3662	0,915	26	~ 40						1			1		x	3	2	Revelva	Paleo: vannlopper. Historiske fiskedata (fra 1960-tallet)	Svenning (2010b), Zawisza & Szeroczynska (2011)
Skartjørna (Skardtjørna)	2	3	77,9621	13,8163	0,097	7,8	57											x	3	1		Nær Linnévatnet	Velle mfl. (2011)
Dam i Tjørnskaret	2	1	77,9713	13,8739	0,0081	2,45	120											x	3	1		Nær Linnévatnet	Fadnes (2010), Holmgren mfl. (2010)
Kongressvatnet	2	5	78,0206	13,9603	0,549	52	94	1	6	1	1		1			4		x	2	1		Nær Linnévatnet. Meromiktisk innsjø med saltvannslag. Fiskedata 1992, 1997, 1998, 2000	Amrén (1964), Svenning (1992), Guilizzoni mfl. (2006), NIVA (2008)
Linnévatnet	2	3-4	78,0444	13,8115	4,7	37	10	7	4	2	3		6	2	3	10			1	1	Linnéelva	Lang tidsserie fisk (fom 1971). Helårig undersøkelse (1995-96)	Thomasson (1961), Amrén (1964), Heggset (2007), NIVA (2008), Skaugrud (2009), Skaugrud (2009), Svenning mfl. (2007, 2011), Svenning (2010b), Borgstrøm mfl. (2010), Godiksen mfl. (2012), Walseng mfl. (2018), Svenning & Schartau (under bearb.)
Nordre Borgdam (Borgdammane)	2	3	78,0724	13,7971	0,017	6,3	25	5					1	1	1	1			3				Borgstrøm mfl. (2014, 2015), Walseng mfl. (2018)
Tenndammen	2	1	78,0999	15,0344	0,013	1,5	30		1		x		x		1		x	x	2			Paleo: fjærmygg	Smol mfl. (2005), Birks mfl. (2004), Brooks & Birks (2004)
Isdammen	2	4	78,2102	15,7446	1,4	~4	3		1		1								3	1		Drikkevannskilde Longyearbyen	Svenning (2015)
Yttertjørna	2	1	78,2315	12,9478			10		1								x	x	3			Paleo: kiselalger, fjærmygg	Smol mfl. (2005), Birks mfl. (2004), Brooks & Birks (2004), Jones & Birks (2004)
Straumsjøen	2	3	78,3179	14,1246	0,918	6	15	3								4			2	2	Straumsjøelva	Gode fiskedata (fom 1988) inkl bestandsestimater. Diettdata fra 2005	Svenning (1992, 2010b), Borgstrøm mfl. (2018)
Tvillingvatnet	3	4	78,9164	11,87024	0,030	2					1		1	1	1				3	3	Bayelva	Drikkevannskilde Ny Ålesund	Haldorsen mfl. (2010), Walseng mfl. (2018)
Solvatnet	3	1	78,9258	11,9409	0,012	0,6	5		2		2		1	1	1				2	1		Eutrofiert/påvirket av vannfugl	van Geest mfl. (2007), Walseng mfl. (2018)
Brandallaguna	3	7	78,9440	11,8614	0,128	2,5	0		1		1	1	1						3			Brakkvannslagune	van Donk mfl. (2001) Hessen mfl. (2002, 2004), van Geest mfl. (2007
Sarsvatnet	3	3	78,9506	12,4976			150		1								x	x	3			Paleo: fjærmygg	Smol mfl. (2005), Birks mfl. (2004), Brooks & Birks (2004)
Søre Diesetvatnet	4	4	79,2066	11,3381	1,74		22	5	3	1?	3		1		1	6			1	2	Diesetelva	Historiske vanntemp.data	Halvorsen & Gullestad (1976), Hansen (1983), Lund (1983), Svenning (1992), Gulseth & Nilssen (1999, 2000), Gulseth mfl. (2001), Svenning & Gullestad (2002)
Erlingvatnet	4	3	79,2557	11,4667	0,31		40						1						3				Halvorsen & Gullestad (1976)
Trollkjeldane	4	6	79,3900	13,4403			25		2			2			?				2			Varm kilde. Kransalger	Landgangen (2000)
Arresjøen	4	3	79,6722	10,7913	0,34	32	15	7	1	1					1	4	x	x	1			Paleo: kiselalger. Bestandsestimater av røye.	Svenning & Borgstrøm (1995), Rognerud mfl. (2002), Madsen & Haugen (2003), Birks mfl. (2004), Brooks & Birks (2004), Jones & Birks (2004), Smol mfl. (2005), NIVA (2008), Borgstrøm mfl. (2015)
Vårfluesjøen	4	4	79,7252	14,3679	1,25	33	10	5					1		1	6			2	3		Gode fiskedata (1988, 1990, 1992, 1997, 2005, 2014), Mysis	Svenning (1992, 2010b), Radtke mfl. (1996), Skogstad & Skogstad (2006)
Scurvy pond	4		79,76	12,56			15		1								x	x	3			Paleo: kiselalger	Smol mfl. (2005), Birks mfl. (2004), Brooks & Birks (2004)
Richardvatnet	4	3	79,7628	12,3567	3,48		15	2		2									3				NIVA (2008)
Birgervatnet	4		79,8083	11,6217	0,22		25		1						1		x	x	3	3		Paleo: kiselalger	Smol mfl. (2005), Birks mfl. (2004), Brooks & Birks (2004), Jones & Birks (2004)

Oversikt over innsjøer på Svalbard (fortsetter)

Innsjø (navn)	Geografisk region	Innsjøtype	Lattitude	Longitude	Innsjøareal km2	Maks innsjødyp, m	Høyde over havet, m	Vanntemperatur	Vannkjemi	HM & POPs	Planteplankton	Makrofytter	Dyreplankton	Litorale småkreps	Bunnfauna	Fisk	Data <1950	Paleodata	Kvalitet eksisterende data	Fysisk tilgjengelighet	Elv i nedbørfelt relevant for overvåking	Diverse info	Viktige referanser
Strøen	5	3	79,7754	15,7595	0,53		20	1	1				1	1	1	2			2	3			Jørgensen & Eie (1993)
Nevlingen	5	3	79,7838	15,7382	0,64		45		1				1	1		1			3	3			Jørgensen & Eie (1993)
Gunvorvann	5	3	79,7879	15,8517	0,55		35		1					1		1			3	3			Jørgensen & Eie (1993)
Femmilsjøen	5	4	79,7880	15,8503	7,69	80	30	1	1				1	1		2			2	3		Ekstrem innsjø, kraftig brepåvirket. Største innsjø med røye	Jørgensen & Eie (1993), Svenning (1992)
Mosselvatnet	5		79,8483	16,2267	1,48		20	1	1				1	1	1	1			2	3	Mosselelv		Jørgensen & Eie (1993)
Nedre Mosselvatnet	5		79,8557	16,1357	0,13		10	1	1				1	1	1	1			2	3	Mosselelv		Jørgensen & Eie (1993)
Flåtan	5		80,0198	16,1112	~ 0,14		8		1				1	1		1			3	3			Jørgensen & Eie (1993)
Krystallvatnet	6	3	79,9645	18,7331			70						1						3	3			Thomasson (1958)
Grønvatnet	6		79,9657	18,8611			15						1						3	3			Thomasson (1958)
Einstaken	6		79,9705	18,7116			40											x	3	3			Luoto mfl. (2011)
Litlevatnet	6		79,9713	18,8011			5						1						3	3			Thomasson (1958)
Kvalrosslaguna	6	7	79,9778	18,5717		1	5?											x	3	3		Brakkvannslagune, nær Krystallvatnet	Luoto mfl. (2014)
Celsiusvatnet	6		79,9968	18,8098			75						1						3	3			Thomasson (1958)
Trippvatnet	6		80,0138	18,7972			20						1						3	3			Thomasson (1958)
Arkvatnet	6		80,4230	22,9122	1,5		20	5								3			2	3	Arkvatnelva	Ekstrem innsjø (kun delvis isfri). Klimastasjon? Fiskedata fra 1992, 1997 (data også fra Ymer exp 1980)	Bjørvik (2009)
Andsjøen	7		78,2088	21,0554	~ 0,033		5						1						3	3			Halvorsen & Gullestad (1976)
Zorellvatnet	7		78,2174	21,0324	~ 0,22		20						1						3	3			Halvorsen & Gullestad (1976)
Heimlandvatnet (Barentsvatnet)	7		78,5835	21,1652			100			2									3	3		Trolig eneste innsjø m/røye på Barentsøya	NIVA (2008)

7.3 Biologisk feltmetodikk

Generelt

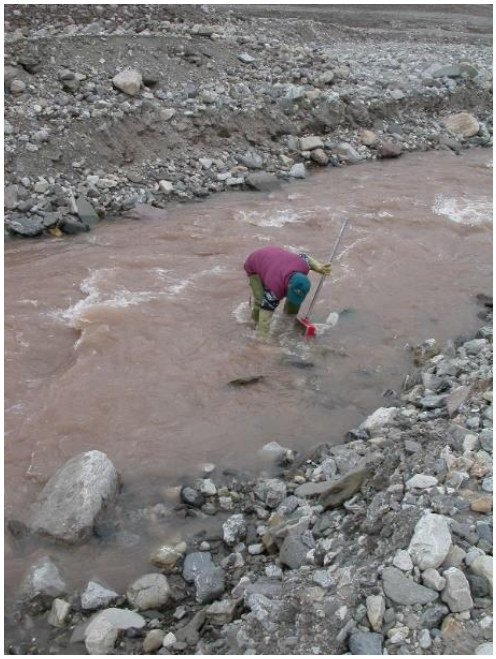
Ferskvannsflora og -fauna på Svalbard karakteriseres generelt med lave tettheter og lavt mangfold, dog med unntak av røye. De standardiserte metodene som brukes på fastlandet vil i mange tilfeller ikke være egnet, eller krever betydelige tilpasninger. Logistiske utfordringer (se kap. 5.1.1) setter også begrensinger på hva slags utstyr som kan benyttes, spesielt dersom deler av transporten må foregå til fots. Det er derfor en utfordring å få tilstrekkelig og representative prøver.

Overvåking elv

Påvekstalger
Prøvetaking av påvekstalger utføres i henhold til klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2015) og nasjonale standarder for prøvetaking og analyse av påvekstalger (NS-EN ISO 15708:2009 og NS-EN 14407:2014). På hver stasjon undersøkes en strekning på ca. 10 m ved bruk av vannkikkert. På denne strekningen samles det inn prøver av alle makroskopisk synlige alger, inkludert eventuelt heterotrof begroing, og dekningen av disse estimeres som prosent dekning (<1-100 %). Videre samles mikroskopiske alger inn ved å børste et område på 8 x 8 cm på overflaten av hver av 10 steiner (à 10-20 cm i diameter) i en beholder med ca. 1 L vann. Det avbørstede materialet blandes deretter godt i vannet og en delprøve på 20 ml konserveres med formaldehyd, for senere analyser vha. mikroskop.

Litorale bunndyr
Sparkemetoden (NS-EN ISO 10870:2012; Petrin mfl. 2016; Veileder 02:2018 fra Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2018) egner seg også på Svalbard (Figur 8- 1), men bør modifiseres for å ta hensyn til miljøforhold og faunasammensetning. For prøvetaking anbefales å bruke en håndholdt sparkehåv med åpning 25 x 25 cm. På Fastlands-Norge brukes vanligvis håv med maskevidde mellom 0,25 og 0,5 mm. Da bunnfaunaen på Svalbard domineres av fjærmygg vil det være mer egnet å bruke den fineste maskevidden (0,25 mm). Håven holdes mot bunnen og med åpningen mot strømmen. Bunnsubstratet oppstrøms håven sparkes/rotes opp med foten, slik at oppvirvlet materiale føres inn i håven. På fastlandet er det som regel tatt 3 sparkeprøver på 1 minutts varighet. Ved en så fin maskevidde vil håven fort tette seg, særlig i brevassdrag. Derfor anbefales å redusere tiden til 3 x ½ min, eventuelt 6 x ½ min. Hvor det er grov substrat og lav vannføring, for eksempel i utløpsos kan steinene løftes/flyttes og håven føres frem og tilbake over det som virvles opp, eventuelt kan materialet suppleres med plukk fra steinene (Figur 8-2). Som på fastlandet konserveres prøvene i 70 % etanol (>90 % når det skal gjennomføres DNA-analyser av bunndyrene).

Artsbestemmelse av fjærmygg er krevende, og dersom fjærmygg skal inngå i overvåkingen bør også fangst av voksne fjærmygg inkluderes da disse er enklere å artsbestemme. I tilfelle fanges flyvende mygg langs vassdraget ved bruk av en insektshåv. I tillegg kan det eventuelt settes opp Malaise felle som fanger insektene over tid.



Figur 8-1. Prøvetagning i Bayelva, et turbid og ustabilt brevassdrag. Foto J.E. Brittain.

Figur 8-2. Prøvetagning ved utløp av Sarsvatnet. Foto J.E. Brittain.

Fisk
I elv bør ungfisk av røye fanges inn ved hjelp av elektrisk fiskeapparat. I tillegg er det enkelt å fange anadrom røye under tilbakevandringen til innsjøene, ved å bruke fangstfeller i utløpselvene. Det gir mulighet for å telle nøyaktig antall anadrome individer i bestanden (se Svenning 2010).

Overvåking innsjø

Planteplankton
Kun aktuelt ved overvåking av større/dypere innsjøer (areal >1 ha og dyp > 3m). I utgangspunktet bør norsk standard (NS-EN 16698:2015, Veileder 02:2018) benyttes. Innsjøene på Svalbard er sjelden eller kun svakt sjiktet og prøvene tas derfor som blandprøver fra et gitt dyp (normalt 2 x siktedyp). Prøvene kan tas med et 2 m langt rør (Ramberg henter; uttak av vann fra 0-2 m, 2-4 m etc), eller med en liten Ruttner-henter (uttak av vann fra 0-0,5 m, 0,5-1 m, 1-1,5 m etc). Erfaringer fra Linnevatnet tilsier at prøvevolumet som filtreres med tanke på klorofyllanalyser bør økes fra 1 til 2 liter og at det kan være nødvendig også å øke prøvevolumet for bestemmelse av planteplankton artssammensetning og biomasse fra 100 til 250 ml.

Dyreplankton
Standard håvtrekk (NS-EN 15110:2006; Veileder 02:2018), ved bruk av en planktonhåv med diameter ca 30 cm og maskevidde 90 µm (40-45 µm ved innsamling av hjuldyr), bør være basis for innsamling av både pelagiske og litorale småkreps fra innsjøer og dammer på Svalbard, men innsatsen bør økes pga. miljøforholdene som normalt gir lave tettheter av dyr sammenlignet med tilsvarende vannforekomster på Fastlands-Norge. På fastlandet tas som regel ett vertikalt håvtrekk fra bunn og opp til overflaten (over største innsjødyp), men i svært dype innsjøer tas det som regel ett håvtrekk fra hele vannsøylen og ett som representerer eufotisk sone. I litoralsonen tas normalt 2 horisontale håvtrekk, som representerer hhv. beskyttet (med vannvegetasjon) og eksponert strand (vanligvis med lite vannvegetasjon). Trekklengden avhenger av innsjøens produktivitet, i mer næringsrike lavlandssjøer er den ≤ 10 m, men økes gradvis til 30 m for de minst produktive høyfjellssjøene. På Svalbard er det nødvendig å øke innsatsen både i pelagialen og i strandsonen. Det er vanskelig å angi nøyaktig prøvetakingsinnsats uten å ha informasjon om tettheten av dyr. I grunne innsjøer og dammer med bentiske algematter og uten forekomst av fisk, kan tettheten av dyreplankton være stor, mens den kan være ekstremt lav i næringsfattige store/dype innsjøer. Det anbefales å kartlegge tettheten av dyreplankton, både i de frie vannmasser og i litoralsonen, før prøvetakingsinnsatsen fastsettes. Som et minimum bør prøvene inneholde 200 dyr, og erfaringer fra Linnévatnet tilsier at 100 m håvtrekk kan være nødvendig for å få et tilstrekkelig materiale fra næringsfattige innsjøer. I svært grunne dammer/pytter, vil det være mer aktuelt å bruke en liten håv (diameter ca 20 cm) festet til en lang stang. I brepåvirkede vannforekomster (gjelder de fleste innsjøper på Svalbard) er det viktig at håven tømmes ofte for å unngå at porene tettes igjen av brepartikler. Som på fastlandet konserveres prøvene med lugol, ca 1 ml per 100 ml konsentrert planktonprøve (mer lugol dersom store mengder organisk materialet i prøver).

Litorale Bunndyr
Som for bunndyr i rennende vann bør standard metodikk (NS-EN ISO 10870:2012; Veileder 02:2018) benyttes, men med de tilpasninger som er nødvendig for å ta hensyn til lave tettheter og dominans av fjærmygg (se kap. 8.3.2). Istedenfor å holde håven fast på bunnen som i elvene, må håven føres frem og tilbake over det oppvirvlet område. Steinplukk kan også være aktuelt i innsjøer. Ellers se beskrivelse og vurdering for elv (kap. 8.3.2). Som på fastlandet konserveres prøvene i 70 % etanol (>90 % når det skal gjennomføres DNA-analyser av bunndyrene).

Fisk
Standard metodikk for prøvefiske med garn (NS-EN 14757:2005; Veileder 02:2018) benyttes, med de tilpasninger som er nødvendig av hensyn til røyebestandens størrelse- og aldersfordeling. Generelt betyr det at fiskebiologiske undersøkelser av røyebestandene på Svalbard bør foregå varsomt. Dette skyldes blant svært høy fangbarhet av stor sjørøye og kannibaler ved garnfiske, noe som kan føre til for høyt uttak av stor fisk. Det bør benyttes oversiktsgarn med maskevidder fra 4 til 52 mm ('Nordisk serie'). For å unngå for store uttak bør garna røktes ofte, f.eks. hver 4-de-time. Det er utarbeidet en egen metodikk for prøvefiske etter røye på Svalbard (Svenning 2010).

Framtidige overvåkingsmetoder

Det skjer en rivende utvikling når det gjelder fysisk/kjemisk sensorer, både av selve sensorene og mht. overføring av data, som i dag skjer enten via mobilnettet i nærheten av Longyearbyen og Kapp Linné eller via satellittnettet. For marine og terrestriske miljøer er det allerede etablert slike løsninger (f. eks. Engeset mfl. 2002, Hop mfl. 2019). Svalbard Integrated Arctic Earth Observing System (SIOS) er et samarbeidsinitiativ for å utvikle og drifte et regionalt overvåkingssystem for langtidsmålinger i og ved Svalbard (https://sios-svalbard.org). Flere institusjoner er med på dette samarbeidet, blant annet Norsk polarinstitutt, Norske meteorologiske institutt og Norges vassdrags- og energidirektorat, Norsk institutt for naturforskning og Norsk institutt for vannforskning. Det er allerede etablert terrestriske målestasjoner blant annet ved Ny-Ålesund og Isfjord Radio. Data overføres på timesbasis enten over mobilnettet eller satellitt. Det kan være et problem med batteriladning i mørketiden, men dette kan løses med vindmøller. Fjernmålingsdata fra satellitt har potensialet til å kunne brukes for flere støtteparameter av betydning for ferskvannsovervåking, blant annet isforhold, men også vanntemperatur og primærproduksjon ved bruk av multispektral satellittbilder (Kauer mfl. 2015; Perivolioti mfl. 2016). Bruk av satellitter gir også mulighet for å overvåke flere lokaliteter enn tradisjonell overvåking. Fjernmåling er allerede tatt i bruk Linné-Grønnfjord område (Van den Heuvel mfl. 2020).

Bruk av miljø-DNA har potensialet for å kunne anvendes i fremtidig ferskvannsovervåking. Metoden er allerede brukt i botanikk på Svalbard, både i vann (Boopathi mfl. 2015) og på land (Volstad 2018), samt for fisk og amfibier i Fastlands-Norge (Fossøy mfl. 2017; Taugbøl mfl. 2018). Metoder, fordeler og begrensninger har vært tema for flere studier (f. eks. Elbrecht og Steinke 2018). Bruk av miljø-DNA forutsetter imidlertid en fullstendig oversikt over den genetiske profilen for de ferskvannsorganismers som finnes på Svalbard, noen som ikke er tilfellet i dag. I nær framtid kan det likevel være

aktuelt å ta i bruk miljø-DNA for å dokumentere tilstedeværelsen av fiskearter som røye og stingsild.

Referanser i vedlegg 3

Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2018. Revidert veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Elbrecht, V. & Steinke, D. 2018. Scaling up DNA metabarcoding for freshwater macrozoobenthos monitoring. *Freshwater Biology 64*: 380-387.

Engeset, R. V., Kohler, J., Melvold, K., & Lundén, B. 2002. Change detection and monitoring of glacier mass balance and facies using ERS SAR winter images over Svalbard. *International Journal of Remote Sensing*, *23*(10), 2023-2050.

Fossøy, F., Dahle, S., Eriksen, L. B., Spets, M. H., Karlsson, S., & Hesthagen, T. 2017. Bruk av miljø-DNA for overvåking av fremmede fiskearter. Utvikling av artsspesifikke markører for gjedde, mort og ørekyt. *NINA rapport 1299*. 33s.

Hop, H., Cottier, F., & Berge, J. 2019. Autonomous marine observatories in Kongsfjorden, Svalbard. In *The Ecosystem of Kongsfjorden, Svalbard* (pp. 515-533). Springer, Cham.

Kaste, Ø., Sandlund, O.T., Schartau, A.K., Moe, E., Roald, L., Svenne, V., Fleig, A.K., Kile, M.R. & Hobæk, A. 2011. Utredning av program for overvåking av klimaendringseffekter i ferskvann. Norsk institutt for vannforskning, Rapport lnr 6190-2011, 80 s. ISBN 82-577-5925-4.

Kauer, T., Kutser, T., Arst, H., Danckaert, T., & Nõges, T. 2015. Modelling primary production in shallow well mixed lakes based on MERIS satellite data. *Remote Sensing of Environment*, *163*, 253-261.

NS-EN 14757:2005. Vannundersøkelse – Prøvetaking av fisk med garn.

NS-EN 15110:2006. Vannundersøkelse - Veiledning i prøvetaking av dyreplankton fra stillestående vann.

NS-EN 15708:2009. Vannundersøkelse – Veiledning i overvåking, innsamling og laboratorieanalyse av bentiske alger i grunne elver.

NS-EN 14184:2014. Vannundersøkelse – Veiledning for overvåking av akvatisk makrovegetasjon i rennende vann.

NS-EN 16698:2015. Vannundersøkelse – Veiledning for kvantitativ og kvalitativ prøvetaking av planktonalger i ferskvann.

NS-EN ISO 10870:2012. Vannundersøkelse – Veiledning i valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater i ferskvann.

Perivolioti, T., Mouratidis, A., Doxani, G., & Bobori, D. 2016. Monitoring the water quality of Lake Koronia using long time-series of multispectral satellite images. *AUC Geographica: Praha, Czech Republic*, *54124*: 9-13.

Petrin, Z., Bækkelie, K.A.E., Bongard, T., Bremnes, T., Eriksen, T.E., Kjærstad, G., Saltveit, S.J., Schartau, A.K. & Velle, G. 2016. Innsamling og bearbeiding av bunndyrprøver – hva vi kan enes om. *NINA Rapport 1276*. 41 s.

Taugbøl, A., Fossøy, F., & Dervo, B. K. 2018. Bruk av miljø-DNA for deteksjon av arter. *Vann 01-2018*, 78-84.

NVE

Norges vassdrags- og energidirektorat

MIDDELTHUNSGATE 29
POSTBOKS 5091 MAJORSTUEN
0301 OSLO
TELEFON: (+47) 22 95 95 95

www.nve.no