

1604

NINA Rapport

Equinors miljøovervåkingsprogram for Snøhvit

Overvåking av vegetasjon og jord – reanalyser i 2018

Mari Jokerud, Tessa Bargmann, Anne Karine Halse, Hilde Thelle
Uggerud & Per Arild Aarrestad



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig..

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Equinors overvåkingsprogram for Snøhvit

Overvåking av vegetasjon og jord – reanalyser i 2018

Mari Jokerud

Tessa Bargmann

Anne Karine Halse

Hilde Thelle Uggerud

Per Arild Aarrestad

Jokerud, M., Bargmann, T., Halse, A.K., Uggerud, H.T., & Aarrestad, P.A. 2018. Equinors overvåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – reanalyser i 2018. NINA Rapport 1604. Norsk institutt for naturforskning.

Bergen, desember 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3344-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Joachim Töpper

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Cathrine Henaug (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Equinor ASA

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Heike Moumets, Equinor Hammerfest

FORSIDEBILDE

Stangnes overvåkningslokalitet © Mari Jokerud

NØKKEWORD

Hammerfest, Melkøya, Kvaløya, LNG-anlegg, forurensing, forsuring, gjødsling, nitrogen, arktisk/ alpin vegetasjon, krekinghei, myr, plantekjemi, jordkjemi, polyaromatiske hydrokarboner

KEY WORDS

Hammerfest, Melkøya, Kvaløya, LNG plant, pollution, acidification, fertilization, nitrogen, arctic/ alpine vegetation, mire, plant chemistry, soil chemistry, polynuclear aromatic hydrocarbons

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Jokerud, M., Bargmann, T., Halse, A.K., Uggerud, H.T., & Aarrestad, P.A. 2018. Equinors overvåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – reanalyser i 2018. NINA Rapport 1604. Norsk institutt for naturforskning.

Petroleumsanlegget på Melkøya utenfor Hammerfest ble startet opp i 2007 og slipper ut karbondioksid (CO_2), nitrogenoksider (NO_x), metan (CH_4), flyktige organiske forbindelser utenom metan (nmVOC), svoveldioksid (SO_2) og hydrogensulfid (H_2S) fra energiproduksjon og prosessanlegg. Utslipp av nitrogen og svovelholdige gasser kan generelt påvirke terrestriske økosystemer ved forsurening og gjødsling av jordsmonn og vegetasjon. Petroleumsanlegget på Melkøya tar imot naturgass fra feltene Snøhvit og Albatross i Barentshavet. Her prosesseres og nedkjøles naturgassen til flytende gass (LNG) for videre distribueringsnett. Utslippene fra LNG-anlegget er beregnet til å ligge under gjeldene kritiske tålegrenseverdier for terrestriske naturtyper, men tålegrenseverdiene i arktisk/alpine naturtyper er imidlertid usikre. For å kunne dokumentere eventuelle effekter av utslipp til luft, ble det i 2006 (før utslipp) etablert et overvåkingsprogram for vegetasjon og jord i influensområdet fra LNG-anlegget på Melkøya. Grunnlagsundersøkelsen ble utført samme år, og det ble utført analyser i 2008, 2013 og 2018 etter samme metodikk som i 2006.

To overvåkingsområder ble opprettet i 2006, ett med estimert relativt høy avsetning av nitrogen, nordøst på Kvaløya ved Forsøl og ett område med relativt lav avsetning sør på Kvaløya ved Stangnes. Områdene er samkjørt med Norsk institutt for luftforskning (NILU) sine overvåkingsstasjoner for luft- og nedbørskvalitet. Innen hvert område utføres det en integrert overvåking av vegetasjonens artssammensetning og kjemisk innhold av planter og jord i to atskilte naturtyper (næringsfattig kreklinghei og litt kalkfattig og svakt intermediær jordvannsmyr).

Vegetasjonen overvåkes i permanent oppmerkede ruter (1m × 1m i arktisk hei og 0,5m × 0,5m på myr). I hver rute registreres mengde av karplanter, moser og lav, samt vegetasjonssjiktets høyde og dekning. Lys reinlav/fjellreinlav (reinlav) og rusttorvmose analyseres for kjemisk innhold, Kjeldahl-nitrogen, tungmetallene bly (Pb), nikkel (Ni) og sink (Zn) og polyaromatiske hydrokarboner (PAH). Jordprøver fra hver av naturtypene analyseres for pH, Kjeldahl-nitrogen, ekstraherbare kationer, utbyttingskapasitet, basemetning, Pb, Ni, Zn og PAH. De kjemiske analysene av planter og jord utføres av Norsk institutt for bioøkonomi og NILU.

Analysene av vegetasjonens artssammensetning viste få endringer i mengdeforhold mellom artene fra 2006 til 2018. De små endringene vi fant skyldes trolig årlige variasjoner. Det ble funnet noen få endringer av arter som normalt responderer positivt på nitrogengjødsling, slik som gress. Lav har gått noe tilbake mest sannsynlig pga. økt beitepress fra rein. Det er således ingen indikasjon på at en eventuell forurensing fra LNG-anlegget på Melkøya har påvirket vegetasjonens artssammensetning og mengdeforholdet mellom arter.

Innholdet av plantenæringsstoffer i reinlav og rusttorvmose har endret seg noe etter at LNG-anlegget ble satt i drift. Endringene er imidlertid omtrent like store på begge lokaliteter. Det kan heller ikke gjenfinnes en økning av nitrogen i plantene som et resultat av et eventuelt økt nitrogennedfall fra LNG-anlegget.

Innhold av Ni har økt både i reinlav og rusttorvmose på begge lokaliteter. Innhold av Zn og Pb har økt i reinlav på begge lokaliteter. Innhold av Hg har gått tilbake fra 2008 til 2018, både i

reinlav og rusttorvmose på begge lokaliteter. Innhold av Zn og Pb har ikke endret seg i rusttorvmose. Da det ikke er noen forskjell mellom lokalitetene, er det lite trolig at de registrerte endringene i tungmetallinnhold i plantevev skyldes utslipp fra LNG-anlegget.

Analysene av næringsparametere i jord viste små endringer fra 2006 til 2018. Innhold av N har økt svakt fra 2008 til 2018 på Forsøl og gått noe tilbake på Stangnes. Basemetning følger samme mønster som N. pH har gått svakt tilbake på begge lokaliteter, noe som kan indikere en svak forsuring av jordsmonnet. Endringene er imidlertid svært marginale og kan også skyldes år til år variasjoner. Det kan foreløpig ikke konkluderes om endringene skyldes naturlige variasjoner, utslipp av svovel og nitrogen fra LNG-anlegget eller langtransportert forurensing.

Analysene av tungmetaller i jord viser mye av de samme trendene som for tungmetallforekomster i plantevev. Innhold av Ni og Zn i jord har generelt vist en økning fra 2006 til 2018 på begge lokaliteter, mens Hg går tilbake. Da det ikke er noen forskjell på lokalitetene, er det lite trolig at de registrerte endringene i tungmetallinnhold i jord skyldes utslipp fra LNG-anlegget.

Innhold av PAH i plantevev har gått tilbake fra 2006 til 2018 på begge lokaliteter. PAH-verdiene i jord økte i 2008 pga. utslipp av sot fra bedriften vinteren 2008 og i 2018 hadde to av fire områder en økning i PAH-verdier. De høyere verdiene i 2018 må imidlertid tas med forsiktighet, da det kan ha vært en kontaminering fra prøver med forhøyede PAH verdier på NILU laboratoriet. Konsentrasjonene i jord er lave og lavere enn grenseverdiene for helse og miljø.

Hovedkonklusjonen er at dagens utslipp fra LNG-anlegget på Melkøya ikke gir påvisbare endringer i vegetasjon og jord i influensområdet etter 11 års drift. Vi anbefaler imidlertid at overvåkingen fortsetter, da uforutsette utslipp kan skje og fordi terrestriske økosystemer i arktiske strøk reagerer langsomt på ytre påvirkninger. Prøvefeltene bør vedlikeholdes annet hvert år, og vi anbefaler toårlige målinger av PAH-analyser av jord. Full analyse av overvåkingsprogrammet anbefales utført hvert femte år med tanke på eventuelle langtidsendringer. Det er foreslått noen endringer i overvåkingskomponenter og antall kjemiske analyser av planter og jord for å gi sikrere resultater av statistiske analyser.

Mari Jokerud. NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen. (mari.jokerud@nina.no)

Tessa Bargmann. NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen.

Anne Karine Halse. NILU, Postboks 100 2027 Kjeller.

Hilde Thelle Uggerud. NILU, Postboks 100 2027 Kjeller.

Per Arild Aarrestad. NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen.

Abstract

Jokerud, M., Bargmann, T., Halse, A.K., Uggerud, H.T., & Aarrestad, P.A. 2018. Equinor's environmental monitoring program for Snøhvit. Monitoring of vegetation and soil – reanalyses in 2018. NINA Report 1604. Norwegian Institute for Nature Research.

The petroleum plant at Melkøya outside Hammerfest was initialized in 2007 and is now operated by Equinor. The plant emits carbon dioxide (CO₂), nitrogen oxides (NO_x), methane (CH₄) and other volatile organic compounds (nmVOC), sulphur dioxide (SO₂) and hydrogen sulfide (H₂S) to the air from energy production and processing constructions. The petroleum plant at Melkøya receives natural gas from the Snøhvit and Albatross oil and gas fields in the Barents Sea. The natural gas is here processed and cooled down to liquefied natural gas (LNG) and distributed throughout the world. In general, emissions of nitrogen and sulphurous gasses can lead to acidification and fertilization of soil and vegetation. The deposition of nitrogen is calculated to be below the critical loads for terrestrial ecosystems. However, the critical loads for arctic- and alpine ecosystems are uncertain. In order to document possible effects on the terrestrial ecosystem, a monitoring program for soil and vegetation was established in 2006. In 2008, 2013 and 2018 the monitoring plots were re-analysed using the same methods as in 2006.

Two monitoring sites were established in 2006, one with high estimated N-deposition in the northeastern part of the island Kvaløya at Forsøl, and one with low N-deposition in the southern part of the island at Stangnes. The sites were coordinated with the monitoring sites for air quality, run by the Norwegian Institute of Air Research (NILU). The monitoring program integrates analyses of species composition of ground vegetation and chemical contents of soil and plants in two different habitats, arctic heathland and mire. The abundance of vascular plants, bryophytes and lichens are assessed within 1 m × 1 m quadrats in heathland and 0.5 m × 0.5 m quadrats on mire, together with the percentage cover and height of different vegetation layers.

The re-analysis of plant species composition showed very few changes in the proportions between species from 2006 to 2018. The changes are probably due to year to year variations. A few changes of species that normally responds favourably to nitrogen fertilization, such as graminoids, were observed. The cover of lichens has declined somewhat due to increased grazing pressure by reindeer. Thus there is no indication that any contamination from the LNG plant on Melkøya has affected the plant species composition.

The plant nutrient content in *Cladonia arbuscula/mitis* and *Sphagnum fuscum* has changed somewhat after the LNG plant was put into operation. The changes, however, are roughly equal at both sites. There is no increase of nitrogen in plants as a result of nitrogen emissions from the LNG plant. The content of Ni increased in both *Cladonia* and *Sphagnum* at both sites. The content of Zn and Pb increased in *Cladonia* at both sites. The Hg content has declined from 2008 to 2018, both in *Cladonia* and *Sphagnum* at both sites. As there is no difference between the sites, it is unlikely that the measured changes in heavy metal content in plant tissue are caused by emissions from the LNG plant.

The analyses of soil nutrients showed small changes from 2006 to 2018. Total N in soil has increased slightly from 2008 to 2018 at Forsøl and declined somewhat at Stangnes. The base saturation follow the same pattern as N. pH have declined at both localities, which may indicate

a slight acidification of the soil. The changes are, however, very marginal and can also be a result of year to year variations. It cannot yet be concluded whether these small changes are caused by natural variations in soil parameters, emissions of sulphur and nitrogen from the LNG plant or by transboundary air pollution.

The analyses of heavy metals in soils show much the same trends as for heavy metal deposits in the plant tissue. The Ni content in soil has generally increased from 2006 to 2018 at both sites, while Hg has declined. Since there is no difference between the sites, it is unlikely that the observed changes in heavy metal content in the soil are caused by emissions from the LNG plant.

The PAH content in plant tissues has declined from 2006 to 2018 at both locations. The PAH content in the soil increased in 2008 due to emissions of soot from the LNG plant in the winter of 2008, but two of four areas has increased levels in 2018. The increased PAH measurements in 2018 might be due to contamination of the samples at the NILU laboratory. The PAH concentrations in soil are generally low, and lower than the limit values for human health and the environment.

The main conclusion is that the current emission from the LNG plant at Melkøya does not visibly affect the vegetation and soil nutrient status in the influenced area, even after 11 years of operation. We recommend, however, that the monitoring program continues as unintentional emissions can occur and because the terrestrial ecosystems in the Arctic respond very slowly to air pollution impact. The monitoring sites should be maintained every second year, and we recommend biyearly measurements of PAH analyses of the soil. Full reanalysis of the monitoring program is recommended every fifth years for analyses of possible long-term changes. A few changes in the monitoring program are proposed, especially increased number of chemical analyses of plants and soil to provide more reliable results of statistical analyses.

Mari Jokerud. NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen. (mari.jokerud@nina.no)

Tessa Bargmann. NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen.

Anne Karine Halse. NILU, Postboks 100 2027 Kjeller.

Hilde Thelle Uggerud. NILU, Postboks 100 2027 Kjeller.

Per Arild Aarrestad. NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	6
Forord	9
1 Innledning	10
2 Områdebeskrivelse	13
2.1 Overvåkingsområder, naturgrunnlag og vegetasjon	13
2.2 Ytre påvirkningsfaktorer	15
3 Overvåkingsdesign, materiale og metoder	16
3.1 Analyser av vegetasjonens artssammensetning	16
3.1.1 Analysefelt, analyseruter og oppmerking	17
3.1.2 Analyse av arter, artsmengde og vegetasjonsstruktur	17
3.1.3 Nomenklatur	17
3.2 Plantevevsprøver til kjemisk analyse	18
3.2.1 Innsamlingsmetodikk	18
3.2.2 Kjemiske analyser	19
3.3 Jordmonnsanalyser	20
3.3.1 Innsamlingsmetodikk	20
3.3.2 Kjemiske analyser	20
3.4 Statistisk bearbeiding	21
3.4.1 Vegetasjonsanalyser	21
3.4.2 Plantekjemi og jordkjemi	21
4 Resultater og diskusjon	22
4.1 Flora og vegetasjonens artssammensetning	22
4.1.1 Vegetasjonstyper	22
4.1.2 Endringer i antall arter fra 2006 til 2018	22
4.1.3 Endringer i enkeltarters mengde fra 2006 til 2018	24
4.2 Kjemisk innhold i planter	27
4.2.1 Endringer av næringsstoffer i plantevev fra 2006 til 2018	27
4.2.2 Endringer av total innhold av tungmetaller i plantevev fra 2006 til 2018	29
4.2.3 Endring av PAH i plantevev fra 2006 til 2018	31
4.3 Kjemisk innhold i jord	31
4.3.1 Endringer i næringsforhold i jord fra 2006 til 2018	31
4.3.2 Endringer av tungmetaller i jord fra 2006 til 2018	35
4.3.3 Endringer av PAH i jord fra 2006 til 2018	37
5 Oppsummering og konklusjoner	38
5.1 Vegetasjon	38
5.2 Plantekjemi	38
5.3 Jordkjemi	38
5.4 Vurdering av overvåkingsprogrammets metodikk og videre overvåking	39

5.4.1 Vedlikehold av felter	39
5.4.2 Vegetasjon	40
5.4.3 Kjemisk innhold i planter	40
5.4.4 Kjemisk innhold i jord	40
6 Referanser.....	42
7 Vedlegg.....	44

Forord

Equinor ASA, tidligere Statoil, har utarbeidet et miljøovervåkingsprogram for utbygging og drift av LNG-anlegget Snøhvit på Melkøya som omhandler utslipp til sjø og luft, inkludert påvirkning av ferskvann og terrestrisk miljø. Overvåkingen for det terrestriske miljøet er lagt opp som en langsiktig studie av vegetasjon og jordsmonn i påvirkningsområdet av utslipp til luft fra anlegget. I 2006 fikk NINA i oppdrag å utføre en grunnlagsundersøkelse som skulle være basis for den terrestriske overvåkingsdelen av programmet. Reanalyser av grunnlagsanalysen er utført i 2008, 2013 og 2018.

I prosessen har det vært et samarbeid med Finnmarkseiendom, Reinforvaltningen i Finnmark og Hammerfest og Kvalsund kommuner. NINA samarbeider også med Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) som er ansvarlige for overvåking av luft og ferskvann innen det samme overvåkingsprogrammet. Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) og NILU bidrar med analyser av plante- og jordsmonnsmateriale og tolkning av endringer i PAH.

Kontaktperson ved Equinor ASA avd. Hammerfest LNG og Snøhvitfelt i 2018 har vært Heike Moumets, som takkes for et godt samarbeid.

Bergen, desember 2018

Per Arild Aarrestad

1 Innledning

Petroleumsressursene i Snøhvitområdet i Barentshavet ble oppdaget i 1984 og består av feltene Snøhvit og Albatross som inneholder store mengder naturgass. Utbyggingen av Snøhvit omfatter ilandføring av naturgass og kondensat (lettolje) gjennom flerfaseledninger fra feltene i Barentshavet til Melkøya utenfor Hammerfest, der gassen kjøles ned til flytende naturgass (LNG) for transport til markeder i andre land. Utbyggingen startet i 2002 og var ferdig i 2007. Anlegget ble startet opp 21. august 2007.

LNG-anlegget på Melkøya slipper bl.a. ut karbondioksid (CO₂), nitrogenoksider (NO_x), metan (CH₄), flyktige organiske forbindelser utenom metan (nmVOC), polyaromatiske hydrokarboner (PAH), svoveldioksid (SO₂), hydrogensulfid (H₂S) og tungmetaller fra energiproduksjon og prosessanlegg. Utslippene varierer gjennom året, og fra år til år (**Tabell 1**).

Tabell 1. Utslippsdata til luft fra Hammerfest LNG fra 2007 til 2018. Mengde oppgitt i tonn.

	CO ₂	NO _x	SO ₂	nmVOC	CH ₄
2007	1 622 977	3 180	8,59	2 281	3 877
2008	1 356 178	832	3,76	1 016	1 279
2009	805 293	438	3,59	748	744
2010	1 023 562	543	5,07	1 435	2 950
2011	919 889	506	4,43	1 207	3 074
2012	1 029 233	550	4,96	1 186	3 016
2013	842 766	486	4,27	1 134	2 845
2014	1 005 598	566	5,31	1 172	2 949
2015	1 023 953	592	5,72	816	2 537
2016	1 064 615	621	1,4	701	1 755
2017	997 345	560	1,06	306	651
2018 (t.o.m. sept)	684 736	416	0,84	208	424

Utslippene av PAH og tungmetaller er lave, så sant det ikke skjer uforutsette hendelser som ukontrollert fakling eller andre uhell.

Konsentrasjonene av NO₂, NO_x og SO₂ vil være høyest rundt selve Melkøya. Maksimal total nitrogenavsetning (tørr- og våtavsetning) fra Hammerfest LNG-anlegget ble beregnet til 26 mg N/m² per år, og maksimal svovelavsetning til 0,6 mg S/m² per år. De høyeste avsetningsnivåene for nitrogen vil trolig forekomme i nordøstlig retning, 7-20 km fra Melkøya, bl.a. på nordøstre deler av Kvaløya fordi det er den dominerende vindretningen. (Gjerstad 2006, Gjerstad 2012, Gjerstad & Liu 2010, Liu et al. 2011). Dagens bakgrunnsnivå for total nitrogenavsetning i nærområdet til Hammerfest LNG-anlegg ligger på ca. 159 mg N/m² per år og for svovel ca. 148 mg

S/m² per år (Aas et al. 2017). Bakgrunns-avsetningene har gått noe ned siden oppstart av anlegget og er svært lave sammenlignet med mer forurensede områder i Sør-Norge.

Utslipp og avsetninger av nitrogen og svovel kan påvirke vegetasjon og jordsmonn når mengdene overskrider kritiske terskler. Når NO_x og SO₂ løses i vann frigjøres hydrogen-ioner, noe som bidrar til en forsuring av miljøet. Lav og mose tar opp regnvann direkte gjennom sine overjordiske deler og er lett utsatt for en slik forsuring. Et surere jordsmonn vil kunne føre til endringer i plantesamfunn da planter som trives bedre ved lave pH-verdier kan utkonkurrere arter som krever et mindre surt miljø.

NO_x og SO₂ kan også tas opp direkte i planter gjennom spalteåpningene. Ved lave konsentrasjoner er NO_x å regne som et plantenæringsstoff, noe som kan forårsake økt vekst hos karplanter, moser og lav, mens den ved høye konsentrasjoner er en plantegift (SFT 1992). Dersom for store mengder NO_x tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødtt vev). Effekter av opptak av SO₂ gjennom spalteåpningene er bl.a. skader på membraner i kloroplastene som igjen medfører redusert fotosyntese og redusert vekst. Moser og lav er spesielt ømfintlige artsgrupper.

En senkning av pH i jordsmonnet som følge av nitrogen og svovelholdige syrer vil kunne påvirke løseligheten av ulike mineraler som er viktige plantenæringsstoffer. Disse kan bli tilgjengelig for planter, men de kan også vaskes bort med regnvann og føre til et mindre næringsrikt jordsmonn. Lav- og lyngdominerte rabbesamfunn er spesielt sårbare med hensyn til endringer i tilgangen på mineralnæring, nitrogen- og fosfatbasert næring (Bobbink & Hetteling 2011). Enger og jordvannsmyrer er bedre rustet til å takle en eventuell forsuring av jordsmonnet.

Planter og mikroorganismer tar opp tilført nitrogen fra jord og luft og benytter dette som byggemateriale i celleproduksjonen. Økt nitrogentilgang kan således gi gjødslingseffekter og føre til økt biomasseproduksjon, samt endret artssammensetning i plantesamfunn. Tålegrensen for arktisk-/alpine heier, som er den dominerende vegetasjonstypen i influensområdet rundt Melkøya, er satt til 500 mg N/m² per år (Bobbink & Hetteling 2011). Hvis denne grensen overskrides, kan det føre til mindre lav, moser og lyngvekster og økt grasvekst.

De estimerte tilleggsavsetningene av nitrogen fra LNG-anlegget (Gjerstad 2006) vil ikke føre til at gjeldene tålegrenser overskrides innen influensområdet, og Equinor ASA (2006) har vurdert det som lite sannsynlig at vegetasjon og jordsmonn vil endre karakter. De internasjonale tålegrenseverdiene for arktisk-alpine heier er imidlertid usikre. I områder med lave temperaturer, kort vekstsesong og fattige jordsmonn vil økosystemene være mer utsatt for eutrofiering og forsuring enn i mer tempererte områder. I slike områder er det derfor viktig å overvåke økosystemet med tanke på tilleggsavsetninger av NO_x og SO₂.

I forbindelse med utbyggingen av Snøhvitfeltet og LNG-anlegget på Melkøya har Equinor ASA opprettet et miljøovervåkingsprogram ut fra ambisjonene om at utbyggingen og driften av Snøhvit skal kunne gjennomføres uten skade på miljøet. NINA har fått i oppdrag å utføre overvåking av det terrestriske miljø der formålet er å kunne dokumentere en eventuell forsuring eller eutrofiering av vegetasjon og jordsmonn som følge av utslipp til luft, samt overvåke innhold av forurensede stoffer i planter og jord. Noen av de opprinnelige overvåkingskomponentene som plantevekst og fotosyntese er tatt ut av det opprinnelige programmet.

Følgende komponenter inngår i overvåkingsprogrammet for 2018:

- Vegetasjonsovervåking av arter, individer og plantesamfunn inkludert kjemiske forbindelser i utvalgte planter, spesielt med fokus på næringsfattige terrestriske plantesamfunn, moser og lav.
- Endringer i jordsmonn/jordkjemi, særlig med tanke på løselighet av mineralnæring.
- Endringer i PAH og tungmetaller i planter og jord.

Overvåkingen ble startet opp ved en grunnlagsanalyse i 2006 i to atskilte områder med ulike avsetningsforhold og i to ulike naturtyper (Aarrestad et al. 2006). I 2008 og 2013 ble det utført nye analyser etter samme metodikk som i 2006 (Aarrestad et al. 2014, Aarrestad et al. 2008). Videre overvåking av vegetasjon er planlagt ved fem års intervaller, med visse justeringer i overvåkingsmetodikk.

Her rapporteres resultatene fra tredjegangs reanalyse i 2018 med en vurdering av endringer fra 2006 til 2018, samtidig som det gis en beskrivelse av overvåkingsfelter, felt- og laboratoriemetodikk.

2 Områdebeskrivelse

2.1 Overvåkingsområder, naturgrunnlag og vegetasjon

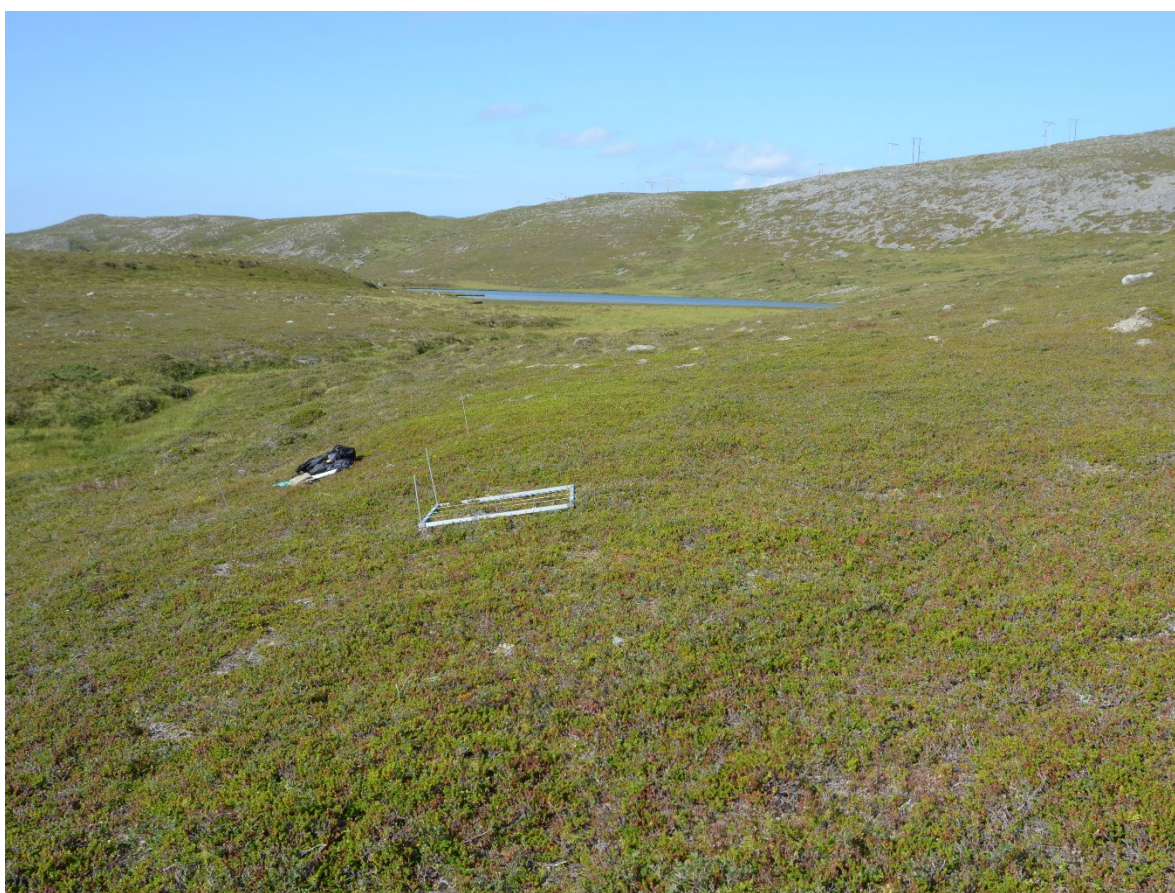
Etter en befaring i mai 2006 ble det valgt ut to overvåkingsområder for vegetasjon og jordsmonn (**Figur 1**), ett i et estimert høyavsetningsområde for nitrogen ($20\text{--}26\text{ mg N/m}^2$ per år) nordøst på Kvaløya ved Forsøl og ett i et lavavsetningsområde sør på Kvaløya ved Stangnes ($< 5\text{ mg N/m}^2$ per år) (Gjerstad 2006). Hvert overvåkingsområde dekker omlag 10 dekar. Områdene ligger på Finnmarkseiendom og er skiltet med opplysninger om pågående overvåkingsaktiviteter i regi av Equinor og NINA (**Vedlegg 1** og **2**). Overvåkingsområdene var fra oppstart koordinert med NILUs overvåkingsstasjoner (f.eks. Hak 2013), da eventuelle endringer i vegetasjon og jordkjemi skulle kunne relateres til avsetninger av kjemiske elementer fra luft og nedbør. NILUs stasjoner ble opprettet på Forsøl ved tettbebyggelsen, ca. 400 m i østlig retning fra vårt overvåkingsområde, og på Stangnes omtrent i samme avstand i vestlig retning fra vegetasjonsfeltet. Disse stasjonene er imidlertid ikke lenger operative.



Figur 1. Terrenghøgskart med lokaliteter for overvåkingsområdene Forsøl og Stangnes og LNG-anlegget på Melkøya.

Begge områdene ligger på kalkfattig berggrunn med relativt tynt jordsmonnsdekke. På Forsøl består bergarten av kvartsdioritt og på Stangnes granittisk gneis (Sigmond et al. 1984), noe som gir opphav til relativt næringsfattige vegetasjonstyper. De lokalklimatiske forholdene er noe ulike da området ved Forsøl ligger beskyttet bak fjellpartier, mens Stangnes er noe mer vindeksponert.

I hvert område overvåkes to naturtyper, tidligere kalt habitater (**Figur 2 og 3**). Naturtype I består av kreklingdominert hei i overgangen mellom rabb og lesidevegetasjon med lite næringskrevende vegetasjon og et mosedominert bunnsjikt med innslag av lav. Denne naturtypen tilsvarer kalkfattig fjell-lavhei (T3-C3) i Natur i Norge, NiN2.1 (Bratli 2017). Naturtype II består av jordvannsmyr med totaldominans av torvmoser og innslag av minerotrof vegetasjon av gras, halvgras og urter, men også innslag av lyng. Denne naturtypen tilsvarer litt kalkfattige og svakt intermedieære myrflater (V1-C2) i Natur i Norge, NiN2.1. De to naturtypene ligger rett ved siden av hverandre innen hvert av overvåkingsområdene.



Figur 2. Overvåkingsområde for kreklinghei på Stangnes (2018). Foto: Per Arild Aarrestad.



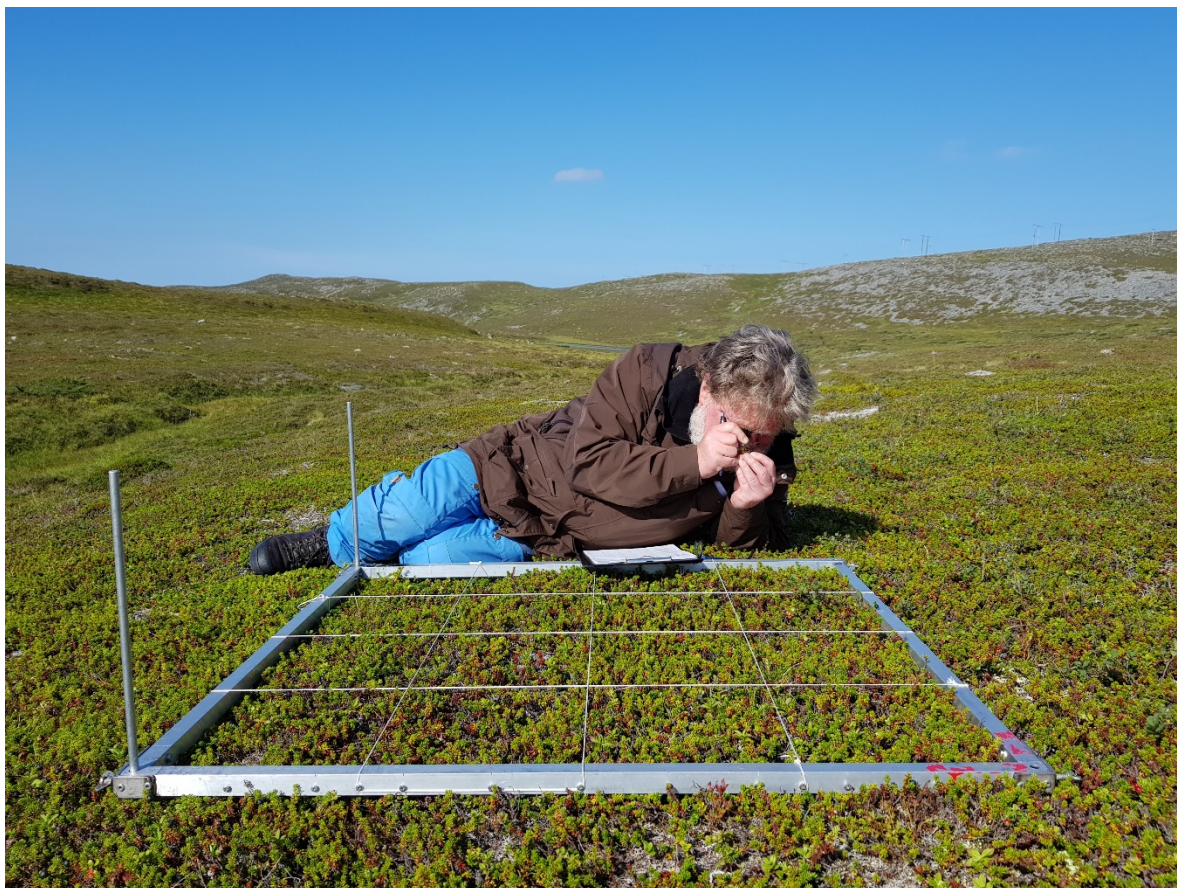
Figur 3. Overvåkingsområde for jordvannsmyr på Forsøl (2018). Foto: Mari Jokerud.

2.2 Ytre påvirkningsfaktorer

Begge lokalitetene er sterkt påvirket av vår- og sommerbeite fra rein, noe som har ført til et svært sparsomt lavdekke i den bakkenære vegetasjonen. Antall rein i reinbeitedistriktet på Kvaløya (Fálá) økte fra 1908 rein i 2005/06 til 3152 i 2011/12 og ble redusert til 2581 rein i 2016/17 (Reindrifftsforvaltningen 2013, Reindrifftsforvaltningen 2017), dvs. en økning på 63 %, og altså en betydelig økning i beitetrykk i perioden etter at overvåkingen startet opp. Trolig er beitetrykket presset omtrent likt på de to lokalitetene. Begge lokalitetene er sterkt påvirket av vår- og sommerbeite fra rein, noe som har ført til et svært sparsomt lavdekke i den bakkenære vegetasjonen, og problemer med å samle inn nok lav til kjemiske analyser. Studieområdet på Forsøl er lagt så langt bort fra bebyggelse som mulig, men kan være noe påvirket av ferdsel og lokal luftforurensing fra Hammerfest og tettbebyggelsen på Forsøl. Området på Stangnes ligger godt skjult bak en åsrygg ved riksveien og er trolig lite påvirket av ferdsel og lokal luftforurensing, men et nærliggende avfallsdeponi avgir lukt til omgivelsene, noe som også kjennes i selve feltet. Det ble ved reanalysen i 2018 ikke observert endringer i slitasje som kunne påvirke vegetasjonsfeltene.

3 Overvåkingsdesign, materiale og metoder

Innen hvert område utføres det en integrert overvåking av vegetasjonens artssammensetning, og kjemisk innhold i planter og jord i to atskilte naturtyper. Parameterne overvåkes i fastmerkede flater (**Figur 4, Vedlegg 1 og 2**).



Figur 4. Analyse av vegetasjonens artssammensetning i permanente ruter i kreklinghei på Stangnes i 2018. Foto: Mari Jokerud.

3.1 Analyser av vegetasjonens artssammensetning

Formålet med denne undersøkelsen er å se om vegetasjonen endrer karakter ved at arter som er følsomme for nitrogengjødsling og forsuring endrer mengdeforhold. Metodikken som er benyttet følger delvis NINAs konsept for vegetasjonsøkologiske undersøkelser i programmet for terrestrisk naturovervåking (TOV) (jfr. Bakkestuen et al. 2010), men er her tilpasset overvåking av homogene bestander. Metodikken er også sammenlignbar med metoder benyttet i Equinors overvåkingsprogrammer for vegetasjon på Havmyran på Hitra (Aarrestad et al. 1996) og Tjeldbergodden (Pedersen & Aarrestad 2012) i forbindelse med utslipp fra metanolanlegget på Tjeldbergodden, samt metodikk benyttet i Shells overvåkingsprogram for Ormen Lange (Aarrestad et al. 2017).

3.1.1 Analysefelt, analyseruter og oppmerking

I hvert av overvåkingsområdene ble det i 2006 lagt ut to analysefelter á 5 m × 10 m for analyse av vegetasjonens artssammensetning, ett i kreklinghei og ett i jordvannsmyr. Feltene ble valgt subjektivt slik at vegetasjonen innen hvert felt var mest mulig ensartet (homogen), mens feltene fra samme naturtype var mest mulig like i artssammensetning (**Vedlegg 1-3**).

På Forsøl ble kreklingheifeltet kalt felt A, og jordvannsmyrfeltet felt B, på Stangnes heter kreklingheifeltet felt C og jordvannsmyrfeltet felt D. Feltene ble merket med trepåler i alle hjørnene med 0-punkt (UTM-koordinat angitt) i nedre venstre hjørne i forhold til bakkens helning. Innen hvert felt ble det etablert seks analyseruter á 1 m × 1 m i kreklinghei og 0,5 m × 0,5 m på myr ved hjelp av "begrenset tilfeldig ruteplassering" (jfr. Økland 1990). Aluminiumsrør ble satt ned i hvert hjørne av ruta og en merkepinne ble plassert i nedre venstre hjørne av ruta i forhold til bakkens helning. Rutene er nummerert fortløpende fra A1-A6, B1-B6, C1-C6 og D1-D6 i de respektive feltene (**Vedlegg 3**). Det har hele tiden vært et problem med at opplysningsskilt og merkepinner på Stangnes blir fjernet fra området.

3.1.2 Analyse av arter, artsmengde og vegetasjonsstruktur

Analyserutene ble undersøkt ved hjelp av analyserammer som var delt inn i 16 like store småruter (**Figur 4**). I hver av de 16 smårutene ble forekomst og fravær av alle arter av karplanter, moser og lav registrert. De 16 smårutene ble analysert med start i øverste venstre hjørne av analyseruta, fortløpende mot høyre og nedover. Disse registreringene danner grunnlag for utregning av artenes smårutefrekvens, som nyttes som kvantitativ angivelse for hver art i analyseruta. I tillegg ble dekningen (projeksjonen i horisontalplanet) av hver art innen analyseruta angitt i prosent. Denne informasjonen gir et supplement til frekvensdataene, og er av betydning for vurdering av endrete dominansforhold i analyseruta over tid.

Gjennomsnittlig høyde og prosent dekning av feltsjiktet (karplantene) ble registrert for hver analyserute. I myrfeltene ble feltsjiktets høyde målt separat for graminider (gras og halvgras) og andre karplanter, da disse to gruppene har svært ulik høyde. Prosent dekning av bunnsjiktet (moser og lav), åpen jord, strø og stein ble også registrert, sammen med informasjon om andel skadd/død krekling. Analyserutene ble fotografert med digitalt kamera fra ca. 1 m høyde for ekstra dokumentasjon av arter, mengdeforhold og struktur. Ved grunnlagsanalysen i 2006 ble rutene analysert i perioden fra 7. til 10. august 2006, ved reanalyser i 2008 fra 4. til 8. august, i 2013 fra 12. til 16. august, og i 2018 fra 13. til 16. august.

3.1.3 Nomenklatur

Navn på arter følger Artsdatabankens navneregister (<https://www.artsdatabanken.no/navn/navneregister>) (**Vedlegg 4**). *Cladonia* spp. omfatter lavararter, som i stor grad består av basalskjell. Vanskelige taksa ble samlet inn og senere bestemt til art på laboratorium ved hjelp av lupe og mikroskop. Noen arter som var vanskelig å skille i felt, er samlet til felles taksa. Dette gjelder bladmosene bergsigd (*Dicranum fuscescens*) og lyngsigd (*D. flexicaule*) kalt *Dicranum fuscescens/flexicaule*, klubbetorvmose (*Sphagnum angustifolium*), broddtorvmose (*S. fallax*) og bleiktorvmose (*S. flexuosum*) kalt *Sphagnum fallax*-gruppen, levermosene bruntvebladmose (*Scapania hyperborea*), sumptvebladmose (*S. irrigua*), myrtvebladmose (*S. paludosa*) og tvillingtvebladmose (*S. subalpina*) kalt tvebladmoser (*Scapania* spp.) og lavene lys reinlav (*Cladonia arbuscula*) og fjellreinlav (*C. mitis*) kalt lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula* coll.).

3.2 Plantevevsprøver til kjemisk analyse

3.2.1 Innsamlingsmetodikk

Det ble i 2006, 2008 og 2013 samlet inn fem prøver av lys reinlav/fjellreinlav og fem prøver av rusttorvmose fra hver av de to lokalitetene til kjemisk analyse av miljøgifter (PAH og tungmetaller) og like mange prøver til kjemisk analyse av næringsinnhold (Kjeldahl-nitrogen og syreoppløselige elementer), totalt 40 prøver hvert år. I 2018 ble det også samlet inn fem prøver av rusttorvmose (**Figur 5**) på hver av myrfeltene (felt B og D), men det var for lite lav for å komme opp til fem prøver i kreklingheifeltene (felt A og C). Det ble samlet inn så mye som mulig materiale i hver av feltene: det ble henholdsvis 3 og 4 prøver for analyse av kationer, totalt nitrogen, og tungmetaller i felt A og C. For PAH analysen ble alle prøvene fra felt A blandet for å gi fem prøver, og på felt C ble to prøver blandet og fordelt på en ny prøve, for å gi fem prøver totalt.

Det ble ikke skilt mellom de to taksonomisk nærstående artene lys reinlav og fjellreinlav da det er svært tidkrevende å skille disse fra hverandre i felt. Trolig består lavprøvene hovedsakelig av fjellreinlav, da lys reinlav er relativt sjelden i området. Det var alle år særdeles lite lav tilgjengelig for innsamling (sterkt nedbeitet), og noe grå reinlav kan inngå i prøvene.



Figur 5. Innsamling av rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*), Stangnes i 2018. Foto: Mari Jokerud.

Laven ble i 2006 og i 2008 samlet rundt kreklingheifeltene i en sirkel med radius 20 m innen fem atskilte og like store sektorer lagt ut fra feltets 0-punkt (nederste i venstre hjørne). Sektorflatene ble opprettet med et 400 graders kompass (0-80, 81-160, 161-240, 241-320 og 321-400 grader). Det ble ikke samlet inn lavmateriale fra selve feltene. I 2013 og 2018 var det så lite lav i feltene at prøvene ble samlet inn over et større område der det fantes lav tilgjengelig.

Rusttorvmose ble samlet inn fra fem subjektivt utvalgte mosetuer i nærheten av myrfeltene. Randomisert utvalg kunne ikke benyttes da det var få tuer i området. Prøvene ble tatt fra de øverste 0,5 cm av torvmoseskuddene.

Alt plantemateriale ble samlet inn ved bruk av Nitrile-hansker, som ble skiftet for hver prøve. Prøver til analyse av miljøgifter og tungmetaller ble oppbevart på forseglede glass som var brent på forhånd, mens prøvene til analyse av kjemisk sammensetning ble oppbevart i papirposer. Alle prøver ble samlet inn siste feltarbeidsdag under de samme værforhold.

3.2.2 Kjemiske analyser

Plantevevsprøver til analyse av næringsinnhold ble tørket i tørkeskap ved 25 °C etter innsamling og deretter analysert ved Norsk institutt for bioøkonomi. Etter at prøvene ble homogenisert ved maling gjennom sikter med 1 mm nettstørrelse ble de analysert for totalt innhold av kationer (Al, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Se, Sr, Ti, V, Y, Zn) ved ICP (induktivt koplet plasma massespektrometri) etter oppslutning med 72 % HCl og 70 % HNO₃ (i forholdet 1:5) i lukkede teflonbeholdere. Totalt nitrogen ble analysert etter Kjeldahl-metoden (alle metoder etter Ogner et al. 1999).

Innhold av tungmetallene Pb, Ni, og Zn ble utført ved NILU etter metode NILU-U-100 i 2006 og etter NILU-U-111 i 2008, 2013 og 2018 (forskrift for bruk av induktivt koplet plasma massespektrometer, ICP-MS for biologisk materiale). For Hg er metode NILU-U-62 benyttet i 2006 og NILU U-65 i 2008, 2013 og 2018 (forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av fast materiale ved kald-dampgenerering/atomfluorescens-spektrofotometri, CV-AFS). De ulike målenummermetodene reflekterer imidlertid samme type analyser hvert år, og gir sammenlignbare resultater.

Planteprovne til analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble utført ved NILU. Prøvene ble tørket ved 30 °C, homogenisert og deretter tilsatt en internstandard som bestod av en blanding av syv forskjellige ²D-merkede PAH, før Soxhletekstraksjon med sykloheksan. Ved prøveopprensning ble mesteparten av prøvematriks fjernet med en modifisert versjon av en væske/væske-fordeling beskrevet av Grimmer & Böhne (1972) etterfulgt av en opprensning på en silika-væsekromatografikolonne. Før kvantifisering ble prøvene tilsatt en gjenvinnings-standard med tre ²D-merkede PAH.

Den kvantitative analysen av PAH-komponenter ble utført med gasskromatografi kombinert med lavoppløsende massespektrometri (GC/MS). De analyserte komponentene hører til gruppen EPA 16 PAH¹ og består av naftalen, acenaften, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibenzo(ah)antracen og benzo(g,h,i)perylene. Fire av komponentene er ulike de som ble analysert i 2006, 2008 og 2013. Dette gjelder krysen, som tidligere var krysen/trifenylen, benzo(b)fluoranten og benzo(k)fluoranten som tidligere var benzo(b,j,k)fluorantener, og dibenzo(ah)antracen, som tidligere var dibenzo(ac/ah)antracen. Trifenylen, benzo(j)fluoranten og dibenzo(ac)antracen inngår ikke i EPA 16, men de ble tidligere ikke separert godt nok på kolonnen brukt på gasskromatografi fra de komponentene som utgjør EPA 16 og ble derfor rapportert som en enkelt gruppe av komponenter. Når det gjelder PAH resultater for 2018, har det ved hjelp av en bedre kolonne vært mulig å separere toppene/komponentene. Ved bedre separasjon så viser det seg at krysen er mer dominerende enn trifenylen. Benzo(b)fluoranten og

¹ I 1982 innførte US Environmental Protection Agency (EPA) en liste av de 16 utvalgte PAH. «Determination of polynuclear hydrocarbons in industrial and municipal wastewaters» Cincinnati, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring and Support Laboratory (EPA-600/4-82-025).

benzo(k)fluoranten er mer tilstede enn benzo(j)fluoranten, mens dibenzo(ah)antracen bidrar like mye som dibenzo(ac)antracen til dibenzo(ac/ah)antracen signalet.

Videre er sum "mulig kreftfremkallende PAH" rapportert bestående av seks PAH komponenter; benzo(a)antracen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, og dibenzo(ah)antracen i henhold til IARC². I tillegg til konsentrasjonen av analyttene ble gjenvinning av intern standard som ble tilsatt prøvene før ekstraksjon bestemt. Kriterier for påvisning var at komponenten hadde korrekt retensjonstid, et signal/støy-forhold større enn 3/1 og at gjenvinningen av intern standard var innenfor den gjeldende grensen.

3.3 Jordmonnsanalyser

3.3.1 Innsamlingsmetodikk

Det ble i 2006, 2008, 2013 og 2018 samlet inn seks jordprøver fra kreklinghei og seks prøver fra jordvannsmyr fra hver av de to lokalitetene til kjemisk analyse av miljøgifter (PAH og totalt innhold av tungmetaller) og like mange prøver til analyse av næringsforhold (glødetap, pH, Kjeldahl-nitrogen og tilgjengelige/ekstraherbare elementer), totalt 48 prøver hvert år. Siden reanalysen i 2008 viste sterk økning i PAH i jordsmonn, særlig på Forsøl, pga. ukontrollert fakling i oppstartsfasen av LNG-anlegget vinteren 2008, ble det målt PAH i jord også i 2009 og 2010. Resultatene av disse målingene ble rapportert direkte til Equinor ASA fra analyselaboratoriet ved NILU.

Alle jordprøver ble samlet inn rett utenfor analyserutene for vegetasjonens artssammensetning, langs de fire sidene, i tilsvarende vegetasjon som inne i ruta. Prøvene ble tatt med jordbor. Nitrile-hansker ble benyttet ved innsamlingen og skiftet for hver analyserute. I kreklingheifeltene (A og C) bestod hver prøve av flere stikk som ble blandet til en prøve representativ for analyseruta. Prøvene ble her tatt fra det øvre humuslaget ned til 5 cm. I myrfeltene (B og D) ble det tatt to stikk rundt hver analyserute, samlet til en prøve representativ for ruta. Her ble de øverste 5 cm av levende torvmoser tatt bort, og torv/humus ble samlet fra de underliggende 5-10 cm.

Jordprøver til analyse av PAH og tungmetaller ble oppbevart i forseglede glass, mens prøver til næringsanalyse ble samlet inn i papirposer og oppbevart i åpne plastposer. Alle jordprøver ble samlet inn siste feltarbeidsdag under de samme værforhold.

3.3.2 Kjemiske analyser

Humusprøver og torvprøver til kjemisk analyse av næringsforhold ble tørket ved 25 °C og siktet gjennom 2 mm sikter ved NINA i Trondheim etter innsamling og deretter analysert ved Norsk institutt for bioøkonomi for pH (vann og 0,01M CaCl₂ ekstraksjon), glødetap (LOI), Kjeldahl total nitrogen (N) og NH₄NO₃-ekstraherbare kationer etter metoder beskrevet i Ogner et al. (1999).

Jordprøvene ble ekstrahert med 1M NH₄NO₃, titrert for utbyttbar aciditet (H⁺) og analysert på ICP for utbyttbare ioner og ekstraherbare elementer (Al, B, Ba, Be, C, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Si, Sr, Ti, V, og Zn). Utbyttingskapasitet av kationer (CEC) ble regnet ut i henhold til $CEC_{NH_4NO_3} = \text{utbyttbar aciditet (H}^+) + Na^+ + K^+ + Ca^+ + Mg^+ + Mn^+$

² IARC Monographs Vol.32, Suppl. 7, 1987.

(mmol(p+)/kg) jord. Basemetning (BS) ble regnet ut i henhold til $BS_{NH_4NO_3} = (Na^+ + K^+ + Mg^+ + Ca^+)/CEC_{NH_4NO_3} \times 100\%$.

Innhold av tungmetallene Pb, Ni, og Zn ble utført ved NILU etter metode NILU-U-100 i 2006 og etter NILU-U-111 i 2008, 2013 og 2018 (forskrift for bruk av induktivt koplet plasma massespektrometer, ICP-MS for biologisk materiale). For Hg er metode NILU-U-62 benyttet i 2006 og NILU U-65 i 2008, 2013 og 2018 (forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av fast materiale ved kald-dampgenerering/atomfluorescens-spektrofotometri, CV-AFS). De ulike målenummermetodene reflekterer imidlertid samme type analyser alle år, og gir sammenlignbare resultater.

Jordprøver til analyser av PAH, utført ved NILU, ble tørket ved 30 °C, homogenisert med 2 mm sikt og deretter analysert etter samme metoder som for plantemateriale. Under ekstraksjonen ble prøvene tilsatt kobberpulver for å fjerne svovel. Prøvene ble analysert for de samme PAH-komponentene som ved analyse av plantemateriale (se kap. 3.3.2).

3.4 Statistisk bearbeiding

3.4.1 Vegetasjonsanalyser

Hvorvidt endringer i en arts mengde målt som smårutefrekvens eller prosent dekning i analyse-ruta mellom de to analyseårene var statistisk signifikant, ble testet ved tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett ("paired samples"). Nullhypotesen i denne testen er at artens mediane smårutefrekvens eller prosentvise dekning ikke er endret. Wilcoxon-testen er benyttet fordi den sammenligner de samme stedfestede prøvene hvert analyseår (jfr. Sokal & Rohlf 1995, Økland et al. 2001).

3.4.2 Plantekjemi og jordkjemi

For å teste om plantekjemivariablene og jordkemivariablene varierer systematisk mellom lokalitetene (Forsøl og Stangnes) og over tid (2006-2018), ble det brukt lineære modeller med "lokali-tet", "år" og interaksjonen mellom disse, som forklarende variabler. "År" inngikk som en nume-risk forklaringsvariabel i alle modellene. Ikke signifikante interaksjoner ($p > 0,05$) ble fjernet fra modellene.

Alle statistiske analyser ble utført med statistikkprogramvaren R versjon 3.5.1 (R Core Team 2018).

4 Resultater og diskusjon

4.1 Flora og vegetasjonens artssammensetning

4.1.1 Vegetasjonstyper

Kreklinghei

Vegetasjonstypen er karakterisert av et feltsjikt dominert av fjellkrekling og et tett bunnsjikt med relativ stor dekning av bladmosene berg-/lyngsigdmose og furumose (*Pleurozium schreberi*), levermosen frynsemose (*Ptilidium ciliare*) og til dels lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula* coll.). Konstante arter med mindre dekning er blåbær, skrubbær, graset smyle (*Vaccinium myrtillus*, *Chamaepericlymenum suecicum*, *Avellana flexuosa*), bladmosen ribbesigd (*Dicranum scoparium*), levermosen lyngskjeggmoser (*Barbilophozia floerkei*), samt gaffellav, syllav og grå reinlav (*Cladonia furcata*, *C. gracilis*, *C. rangiferina*). Vegetasjonstypen er lite næringskrevende og typisk for influensområdet på godt drenerte heier i nedkant av eksponerte koller.

Vegetasjonen på de to feltene er nokså lik og har 26 felles arter og 20 arter som er forskjellige. Stangnes skiller seg imidlertid noe fra Forsøl ved større dekning av tyttebær og furumose (*Vaccinium vitis-idaea*, *Pleurozium schreberi*). I tillegg opptre flere lavarter som tåler sterk vindslitasje, slike som fjelltagg, fjellkorkje og skjellfiltlav (*Bryocaulon divergens*, *Ochrolechia frigida*, *Pso-roma hypnorum*). Dette skyldes trolig det mer eksponerte klimaet på denne lokaliteten.

Jordvannsmyr

Myrvegetasjonen er fattig til svakt intermediær og påvirket av god sigevannstilførsel. Forekomster av bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*) indikerer høyt og jevnt grunnvannsnivå. Vegetasjonstypen er ellers karakterisert av et relativt tett graminidesjikt av vanlig duskull og flaskestarr (*Eriophorum angustifolium*, *Carex rostrata*) og et lyngsjikt av fjellkrekling med innslag av dvergbjørk (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*, *Betula nana*). Bunnsjiktet er dominert av torvmoser, der broddtorvmose og taksonomisk nærstående arter (*Sphagnum fallax*-gruppen) dominerer. Konstante arter med liten dekning er kvitlyng, tranebær og blokkebær (*Andromeda polifolia*, *Oxycoccus* spp., *Vaccinium uliginosum*), grasmose (*Straminergon stramineum*) og levermosen frynsemose (*Ptilidium ciliare*). Flere levermoser finnes spredt i torvmosemattene, slike som sumpflak, glefsemoser, myrsnutemose, flikmoser og tvibladmoser (*Calypogeia* spp., *Cephalozia* spp., *Cladipodiella fluitans*, *Lophozia* spp., *Scapania* spp.)

Begge lokalitetene inneholder en del av samme artene, der 24 arter er felles og 24 arter er forskjellige. Jordvannsmyra på Forsøl har imidlertid noe mer innslag av tuemyrsarter som molte og torvull (*Rubus chamaemorus*, *Eriophorum vaginatum*), mens myra på Stangnes også er karakterisert av et tettere sjikt av fjellkrekling og forekomst av urter som skrubbær og rundsoldogg (*Chamaepericlymenum suecicum*, *Drosera rotundifolia*) og noen arter som indikerer litt baserikhet er jåblom og piperensemose (*Parnassia palustris*, *Paludella squarrosa*).

4.1.2 Endringer i antall arter fra 2006 til 2018

Antall registrerte arter i analyserutene i perioden er relativt konstant i begge vegetasjonstypene og på begge lokalitetene (**Tabell 2** og **3**), men det har skjedd noen mindre endringer i forekomst av enkeltarter. Det har skjedd en svak nedgang i antall bladmoser i kreklingheia på Forsøl og en svak økning av antall levermoser (**Tabell 2**). Engkransmose, sigdmose og vegnikke (*Rhytidiadelphus squarrosus*, *Dicranum* spp., *Pohlia nutans*) har forsvunnet fra rutene. Nye arter er

levermosene kystskjeggmose, sumpflak og glefsemoseslekta (*Barbilophozia atlantica*, *Calypogeia muelleriana*, *Cephalozia* spp). I heirutene på Stangnes er det få endringer (**Tabell 2**), lavartene jervskjegg og bristlav (*Alectoria nigricans*, *Parmelia sulcata*) har forsvunnet fra rutene i tillegg til grønnalge (*Chlorophyceae*). Smal islandslav (*Cetraria ericetorum*) er den eneste nye arten.

Myrrutene er de mest artsrike, men variasjonen i artsforekomster er likevel svært små. På Forsøl er det en svak økning i antall arter, fra 34 til 38 arter (**Tabell 3**). Nye arter er skogrørkvein, rundsoldogg og tettegras (*Calamagrostis purpurea*, *Drosera rotundifolia*, *Pinguicula vulgaris*), torvmosene bjørnetorvmose, lyngtorvmose og blanktorvmose (*Sphagnum lindbergii*, *S. quinquefarium*, *S. subnitens*) og bladmosen rødmakkmose (*Scorpidium revolvens*). Arter som har forsvunnet er jåblom og vortetorvmose (*Parnassia palustris*, *Sphagnum papillosum*). Lokaliteten på Stangnes har vist en svak nedgang i antall arter, fra 36 til 34 arter (**Tabell 3**). Artene som er forsvunnet er torvull (*Eriophorum vaginatum*) og mosene ribbesigd og spriketorvmose (*Dicranum scoparium*, *Sphagnum squarrosum*). Nye arter er bladmosene blanktorvmose og piperenser-mose og levermosen sveltfak (*Sphagnum subnitens*, *Paludella squarrosa*, *Calypogeia sphagnicola*).

Artene som har blitt borte har tidligere blitt registrert enten som ett enkelt individ i rutene eller hadde en dekning mindre enn 1 %. Slike små variasjoner i artsforekomster er helt vanlig ved reanalyser og kan skyldes tilfeldig etablering av arter, at arten har dødd ut eller at den ble oversett ved analysen. Det er per i dag ingen indikasjon på at en eventuell forurensing skal ha påvirket nyetablering eller bortgang av arter.

Alger er kjent for å øke i omfang ved økt nitrogenavsetning fra lokale utslipp av nitrogendioksid til luft (Bruteig 2002), men det ble ikke observert noen økning i alger i 2008, verken på Forsøl eller på Stangnes. Tvert imot kunne algene ikke gjenfinnes i verken 2013 eller 2018, men dette skyldes trolig at var nokså tørt under reanalysen i 2013 og 2018, noe som gjør det vanskelig å observere alger på bakken.

Tabell. 2. Antall arter innen ulike artsgrupper i analyserutene fra krekinghei på Forsøl og Stangnes i 2006, 2008, 2013 og 2018.

Lokalitet	Kreklinghei							
	Forsøl				Stangnes			
År	2006	2008	2013	2018	2006	2008	2013	2018
Karplanter	7	7	7	7	7	7	7	7
Bladmoser	8	8	5	5	8	9	7	8
Levermoser	8	8	10	11	8	8	8	8
Lav	10	11	11	10	17	17	16	16
Alger	0	0	0	0	1	1	0	0
Totalt	33	34	33	33	41	42	38	39

Tabell. 3. Antall arter innen ulike artsgrupper i analyserutene fra myr på Forsøl og Stangnes i 2006, 2008, 2013 og 2018.

Lokalitet	Myr							
	Forsøl				Stangnes			
År	2006	2008	2013	2018	2006	2008	2013	2018
Karplanter	16	19	17	18	16	15	14	15
Bladmoser	10	10	12	13	10	9	8	10
Levermoser	8	8	8	7	10	11	11	9
Totalt	34	37	37	38	36	35	33	34

4.1.3 Endringer i enkeltarters mengde fra 2006 til 2018

Artssammensetning og mengdeforhold mellom artene viser små endringer fra 2006 til 2018 og plantesamfunnene er således stabile (**Tabell 4, Figur 6 og 7**). Antall ruter ($n=6$) i hver vegetasjonstype er noe i minste laget for en statistisk analyse av artsendringer. En art må gå fram eller tilbake i fem av de 6 rutene innen hver vegetasjonstype for med 95 % sikkerhet å kunne si at endringen er signifikant ($p \leq 0,05$). Alle arter med et sannsynlighetsnivå på 92,5 % ($p \leq 0,075$) er vurdert som arter med tydelige endringer i **Tabell 4**.

Noen få arter viser små, men signifikante endringer (**Tabell 4**). I kreklingheia på Forsøl har bakkefrynse (*Ptilidium ciliare*) gått svakt tilbake, mens syllav (*Cladonia gracilis*) gått signifikant tilbake. Pigglav (*Cladonia uncialis*) og tråddraugmose (*Anastrophyllum minutum*) har økt noe. I kreklingheia på Stangnes har artene furumose (*Pleurozium schreberi*) og lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula/mitis*) gått signifikant tilbake, sammen med fjellkrekling (*Empetrum nigrum*) og blomsterlav (*Cladonia bellidiflora*), de to sistnevnte nær signifikant. Eneste arten som viser fremgang er skorpelaven fjellkorkje (*Ochrolechia frigida*). Denne laven etablerer seg på åpen jord der rein og kraftig vind eroderer jordsmonnet.

På myrlokaliteten i Forsøl viser beitetorvmose (*Sphagnum teres*) en signifikant framgang, mens blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), duskull (*Eriophorum angustifolium*), frynsestarr (*Carex paupercula*) og tranebær (*Oxycoccus* spp.) viser en nær signifikant fremgang. I myra på Stangnes går blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) og tranebær (*Oxycoccus* spp.) signifikant frem sammen med bakkefrynse (*Ptilidium ciliare*), duskull (*Eriophorum angustifolium*) og grasmose (*Straminergon stramineum*), de tre sistnevnte nær signifikant. Broddtorvmose-gruppen viser en nær signifikant tilbakegang.

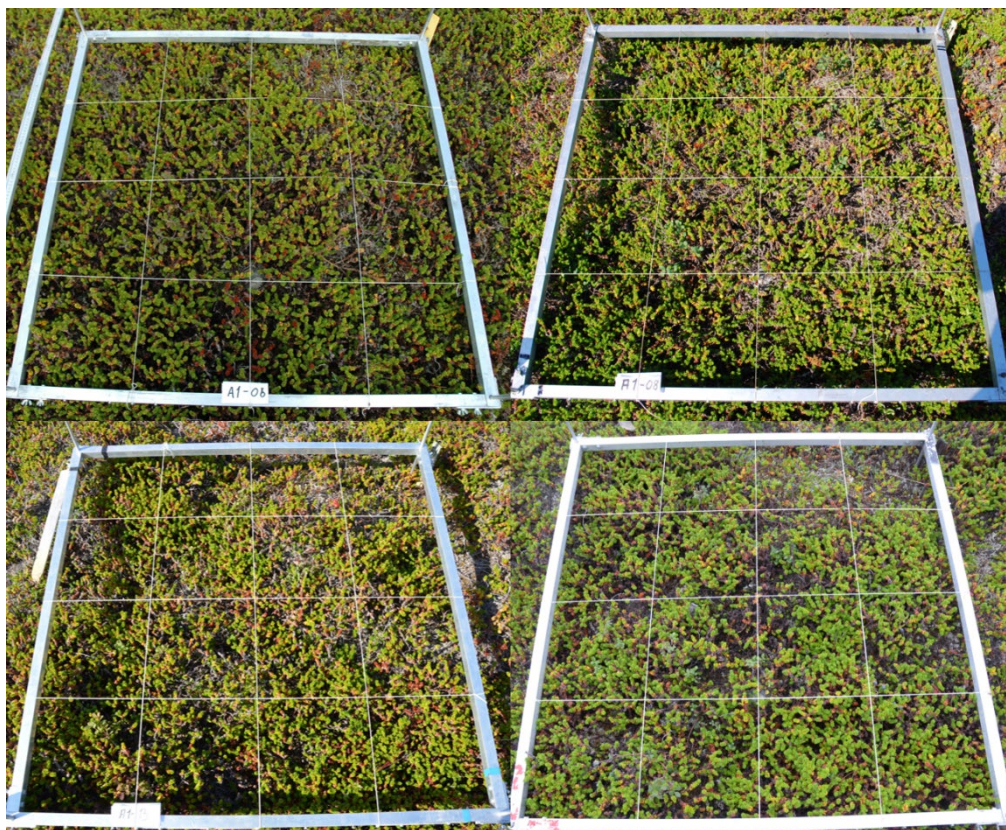
Små variasjoner i artsmengder er helt vanlig ved reanalyser av vegetasjonens artssammensetning. Dette kan skyldes naturlige endringer i vegetasjonen, år til år variasjoner og når i vegetasjonens vekstperiode analysene er foretatt. Samtidig er mengdevariabelen prosent dekning noe avhengig av ulik subjektiv vurdering mellom feltpersonale.

De små signifikante endringene i artsmengde mellom lokalitetene viser en mulig tilknytning til kjente effekter av økt nitrogentilførsel som økte graminidevekst på myrlokalitetene siden både duskull og frynsestarr er i fremgang, sammen med den mer næringskrevende beitetorvmose. Men siden duskull viser fremgang både på Forsøl og på Stangnes, er det liten sannsynlighet at årsaken ligger i N-tilgang fra utslipp fra anlegget. Nedgangen i lavmengde i rutene er størst på Stangnes, som er den minst belastede lokaliteten, reduksjonen i lavmengde skyldes derfor høyst sannsynlig et høyt beitepress fra rein.

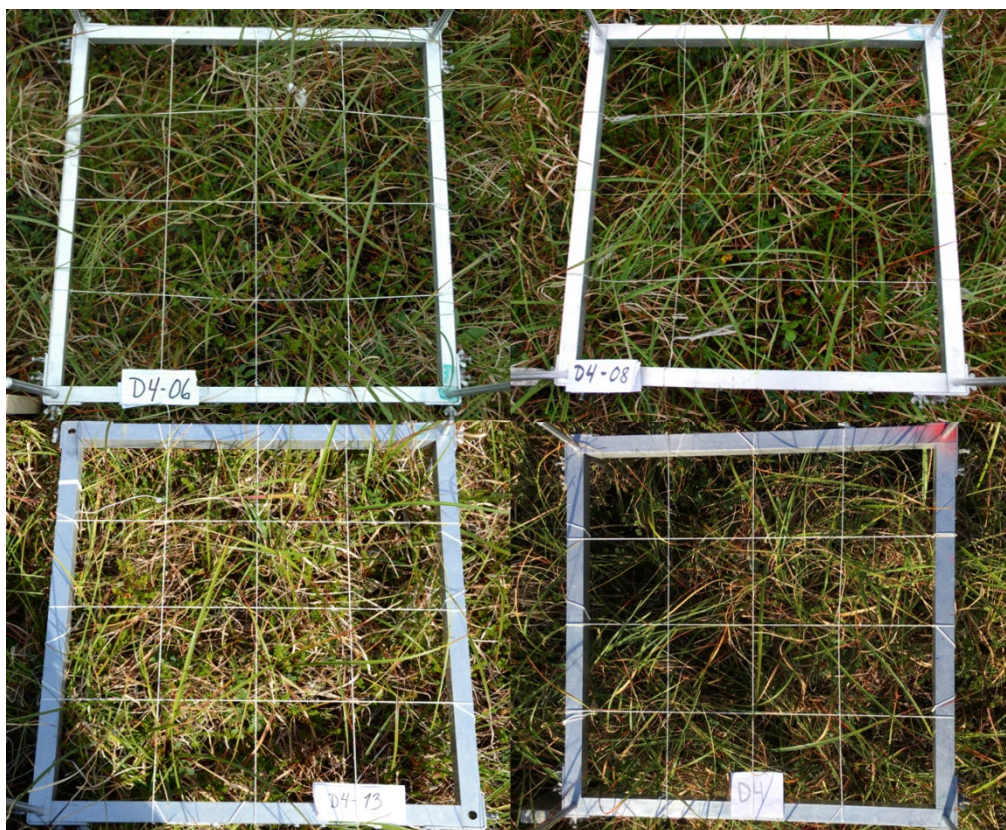
Det er således ingen sterke indikasjoner på at en eventuell forurensing fra LNG-anlegget på Melkøya skal ha påvirket mengdeforholdene mellom arter. Hovedkonklusjonen er at vegetasjonen er svært stabil og at det ikke er særlige forskjeller i vegetasjonsendringer mellom de to lokalitetene, annet enn eventuell variasjon som skyldes ulikt beitepress fra rein.

Tabell 4. Arter som viser statistisk signifikante og nær signifikante endringer i frekvens og/eller prosent dekning fra 2006 til 2018 ($p \leq 0,075$). *n-*: antall prøveflater der arten avtok, *n+*: antall prøveflater der arten økte i mengde, *R*: endringsretning og *p* angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgs-test, $p \leq 0,05$ er uthevet).

2006-2018	Frekvens				Dekning			
	n-	n+	R	p-verdi	n-	n+	R	p-verdi
Forsøl – kreklinghei								
Bakkefrynse					5	0	-	0,058
Pigglav	1	5	+	0,063				
Syllav	6	0	-	0,036				
Tråddraugmose	1	5	+	0,052	0	4	+	0,072
Stangnes – kreklinghei								
Blomsterlav	5	0	-	0,053				
Fjellkorkje	0	5	+	0,058	0	5	+	0,054
Fjellkrekling					5	1	-	0,073
Furumose					6	0	-	0,036
Lys reinlav/Fjellreinlav					6	0	-	0,035
Forsøl – jordvannsmyr								
Beitetormose	0	6	+	0,036				
Blokkebær	0	5	+	0,058				
Duskull					1	5	+	0,058
Frynsestarr	0	5	+	0,058				
Tranebærslekta	0	5	+	0,058				
Stangnes - jordvannsmyr								
Bakkefrynse	0	5	+	0,058				
Blokkebær					0	6	+	0,031
Broddtormose mm.					5	0	-	0,057
Duskull					0	5	+	0,059
Grasmose	1	5	+	0,058				
Tranebærslekta	0	6	+	0,036				



Figur 6. Vegetasjon i analyserute A1 fra kreklinghei på Forsøl i 2006, 2008, 2013 og 2018.



Figur 7. Vegetasjon i analyserute D4 fra myrfeltet på Stangnes i 2006, 2008, 2013 og 2018.

4.2 Kjemisk innhold i planter

4.2.1 Endringer av næringsstoffer i plantevev fra 2006 til 2018

For en rekke av de analyserte grunnstoffene har verdiene vært under eller nær deteksjonsgrensen i ett eller flere av de fire analyseårene, og de er derfor utelukket fra videre analyser. Disse er; As - arsen, Be - beryllium, Cd - kadmium, Co - kobolt, Cr - krom, Ga - gallium, Li - litium, Mo - molybden, Ni - nikkel, Pb - bly, Sc - scandium, Se - selen, V - vanadium og Y - yttrium.

Flere av de analyserte grunnstoffene i prøver av reinlav og rusttorvmose viser statistisk signifikante endringer i konsentrasjon mellom analyseårene og mellom Forsøl og Stangnes (**Tabell 5 og 6, Figur 8** og se **Vedlegg 5 og 6** for grunnlagsdata). Generelt ligger innholdet av næringsstoffer i plantevev noe høyere på Stangnes enn på Forsøl. Dette kan skyldes et noe rikere jordsmonn på Stangnes, se kapittel 4.3.

Tabell 5. Modellestimater for forskjeller i næringsstoffer i reinlav mellom lokalitetene Forsøl og Stangnes, og utviklingen over tid. «Skjæringspunkt» er modellens utgangspunkt som er lokaliteten Forsøl og år 1 i tidsserien (2006). «År» er den årlige utviklingen i årene etter 2006. «Lokalitet» er forskjellen mellom Forsøl og Stangnes. «Interaksjon» er forskjellen i utviklingen over årene mellom Forsøl og Stangnes. Hvis det ikke er en interaksjon, så gjelder verdien under «År» for begge lokalitetene, og verdien under «Lokalitet» for alle årene. p-verdier: *** <0,001, ** <0,01, * <0,05. Modellestimatene for År, Lokalitet og Interaksjon der $p \leq 0,05$ er uthevet.

Grunnstoff	Skjæringspunkt	År	p-verdi	Lokalitet	p-verdi	Interaksjon	p-verdi
Al	3,13	0,71	**	0,31		0,95	**
B	291,88	-10,91	***				
Ba	34,23	1,44		16,34		2,78	*
Ca	19,78	0,10	**	9,66	**		
Cu	31,13	1,88					
Fe	0,71	0,51	***	2,99	*		
K	30,25	0,68	***	2,43	**		
Mg	25,17	1,32	***				
Mn	0,48	0,07	*	1,36	***		
KjN	262,33	2,67		53,72	***		
Na	6,20	0,02					
P	15,81	-0,09		4,30	***		
S	11,45	0,31	***	2,99	***		
Sr	68,35	1,96	**	15,90	*		
Ti	103,76	50,11	***	133,47	*		
Zn	217,79	-1,21					

Reinlav

Av makronæringsstoffene i reinlav, har kalsium (Ca) økt signifikant på begge lokalitetene mellom 2006 og 2018 (**Tabell 5 og Figur 8**). Også magnesium (Mg) og svovel (S) har økt signifikant på

begge lokaliteter fra 2006 til 2018. Hverken fosfor (P) eller innholdet av total nitrogen (Kj-N) i reinlav viser signifikante endringer mellom år.

For sporstoffer i reinlav er det flere signifikante endringer i gjennomsnittskonsentrasjon mellom år på de to lokalitetene. Det har skjedd en signifikant økning av jern (Fe), kalium (K), mangan (Mn), strontium (Sr), titan (Ti) på begge lokaliteter fra 2006 til 2018. Aluminium (Al) har også økt på begge lokalitetene, men økningen er størst på Stangnes. Barium (Ba) har bare økt signifikant på Stangnes. Som eneste sporstoff har bor (B) hatt en signifikant nedgang på begge lokalitetene siden 2006. Kobber (Cu), natrium (Na) og sink (Zn) viser ingen signifikante endringer i gjennomsnittskonsentrasjon mellom 2006 og 2018.

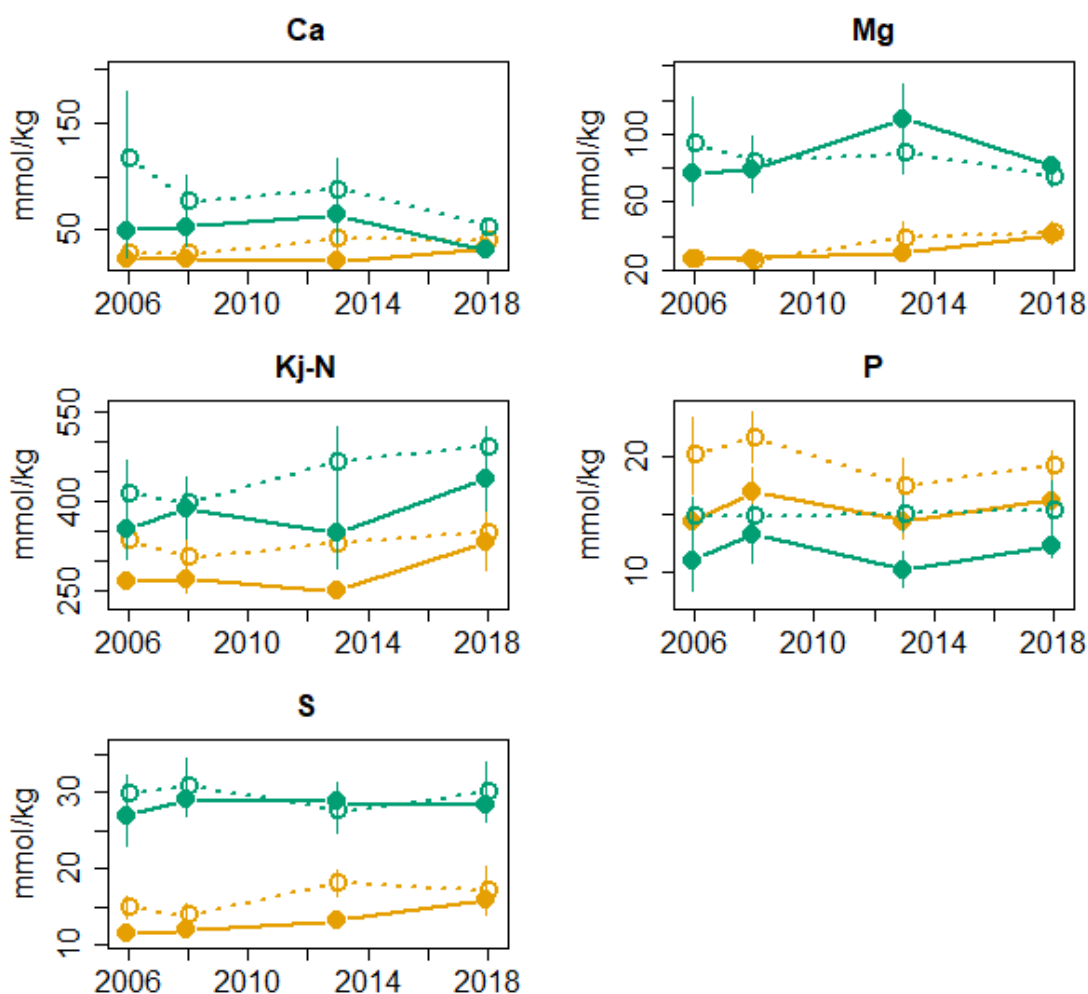
Forskjeller i gjennomsnittlig konsentrasjon av de ulike næringsstoffene i reinlav mellom de ulike analyseårene kan delvis skyldes få prøver (fem fra hver lokalitet mellom 2006 og 2013, og henholdsvis tre og fire fra Forsøl og Stangnes i 2018) og måten materialet ble samlet inn på. Det var i utgangspunktet i 2006 lite lys reinlav i områdene, men vi klarte likevel å samle nok materiale innen feltene. I 2008 var det mindre lav, og vi måtte samle blandingsprøver av lys og grå reinlav. I 2013 og 2018 var det så lite lav at innsamling måtte skje på et større område rundt feltene. Enkelte prøver kan også inneholde fragmenter av strø fra fjellkrekling, da det sparsomme lav-materialet var vanskelig å sortere. I tillegg vil få prøver medfører at de statistiske analysene blir svært avhengige av enkeltverdier til prøvene.

Tabell 6. Modellestimater for forskjeller i næringsstoffer i rusttorvmose mellom lokalitetene Forsøl og Stangnes, og utviklingen over tid. «Skjæringspunkt» er modellens utgangspunkt som er lokalitet Forsøl og år 1 i tidsserien (2006). «År» er den årlige utviklingen i årene etter 2006. «Lokalitet» er forskjellen mellom Forsøl og Stangnes. Det var ingen interaksjoner mellom «År» og «Lokalitet» for noen av næringsstoffene. p-verdier: *** <0,001, ** <0,01, * <0,05. Modellestimatene for År og Lokalitet der $p \leq 0,05$ er uthevet.

Grunnstoff	Skjæringspunkt	År	p-verdi	Lokalitet	p-verdi
Al	8,41	-0,15			
B	270,79	-12,72	***	53,10	*
Ba	98,06	-1,65			
Ca	63,59	-2,63	*	33,70	**
Cu	34,86	0,62		15,40	***
Fe	5,88	-0,29			
K	100,52	1,94	**	15,60	**
Mg	87,06	-0,18			
Mn	1,53	-0,07		0,89	*
KjN	348,33	5,51	**	60,60	**
Na	71,22	0,27			
P	11,60	0,01		3,36	***
S	28,91	-0,01			
Sr	250,97	-7,98	*		
Ti	146,40	15,66	***		
Zn	1247,78	-102,61	***		

Rusttorvmose

I rusttorvmoseprøvene (**Tabell 6, Figur 8**) er det også signifikante endringer i makro-næringsstoffene kalsium (Ca) og innholdet av total nitrogen (Kj-N), der Ca har en nedgang over tid, og Kj-N øker. Dette gjelder begge lokalitetene. For sporstoffene er det nedgang i konsentrasjonen av bor (B), strontium (Sr) og Sink (Zn), og økning i konsentrasjon av kalium (K) og titan (Ti) i begge lokalitetene. Det er ingen signifikante endringer i aluminium (Al), barium (Ba), kobber (Cu), jern (Fe), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na), fosfor (P), eller svovel (S) over tid.



Figur 8. Gjennomsnittsverdier av makro-næringsstoffer kalsium (Ca), magnesium (Mg), total nitrogen (Kj-N), fosfor (P) og svovel (S) i plantevevsprøver (grønn = rusttorvmose, gul = lys reinlav/fjellreinlav) på Forsøl (heltrukken linje) og Stangnes (stiplet linje) mellom 2006 og 2018. Vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (± 2 standardfeil).

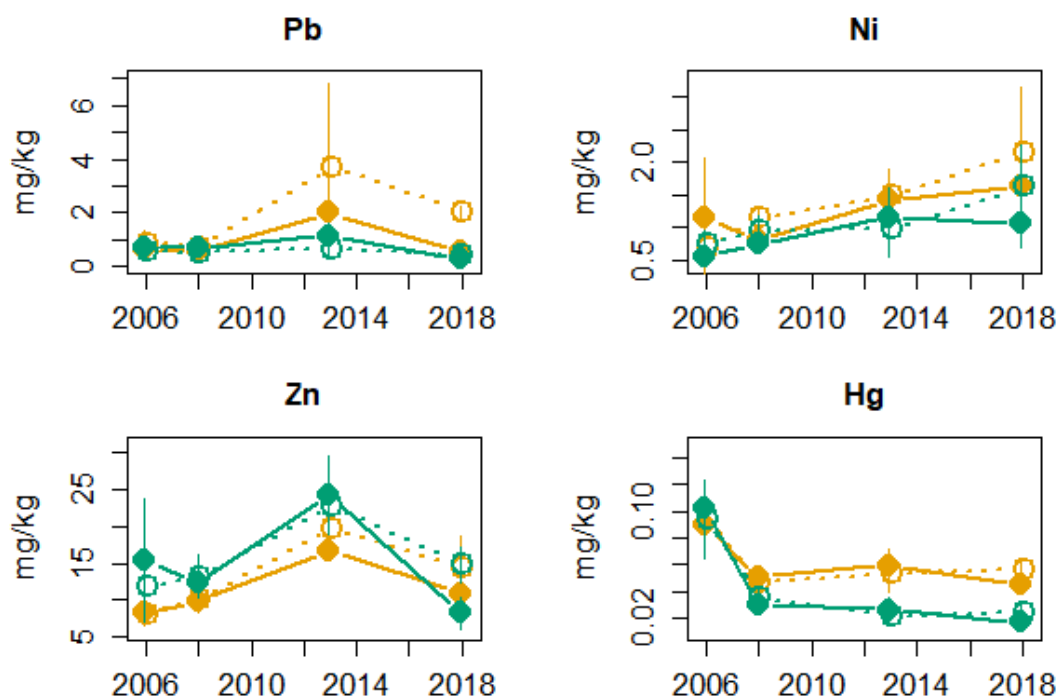
4.2.2 Endringer av total innhold av tungmetaller i plantevev fra 2006 til 2018

Det er en signifikant økning i gjennomsnittlig nikkelinnhold i både lav og rusttorvmose mellom 2006 og 2018 (**Tabell 7, Figur 9**). Det er også en signifikant økning i bly og sinkinnhold i lavprøvene, men konsentrasjonene var høyst i 2013. Den høye gjennomsnittlige konsentrasjonen av bly i 2013 kan være delvis på grunn av en prøve på Stangnes med en konsentrasjon på 10

mg/kg. Dette kan forklares ved at området er benyttet til jakt, og det kan derfor ikke utelukkes at enkelte høye verdier i plantevev kan være forårsaket av kontakt med blyhagl (Aarrestad et al. 2014). Kvikksølv har hatt en nedgang i prøvene av både lav og rusttorvmose over tid, men innholdet ligger på omtrent samme nivå i 2008, 2013 og 2018.

Tabell 7. Modellestimater for forskjeller i tungmetaller Pb, Ni, Zn og Hg i reinlav og rusttorvmose mellom lokalitetene Forsøl og Stangnes, og utviklingen over tid. «Skjæringspunkt» er modellens utgangspunkt som er lokalitet Forsøl og år 1 i tidsserien (2006). «År» er den årlige utviklingen i årene etter 2006. Det var ingen interaksjoner mellom «År» og «Lokalitet» for noen av tungmetallene, og «Lokalitet» var heller ikke signifikant for noen av modellene. p-verdier: *** <0,001, ** <0,01, * <0,05. Modellestimatene for År og Lokalitet der $p \leq 0,05$ er uthevet.

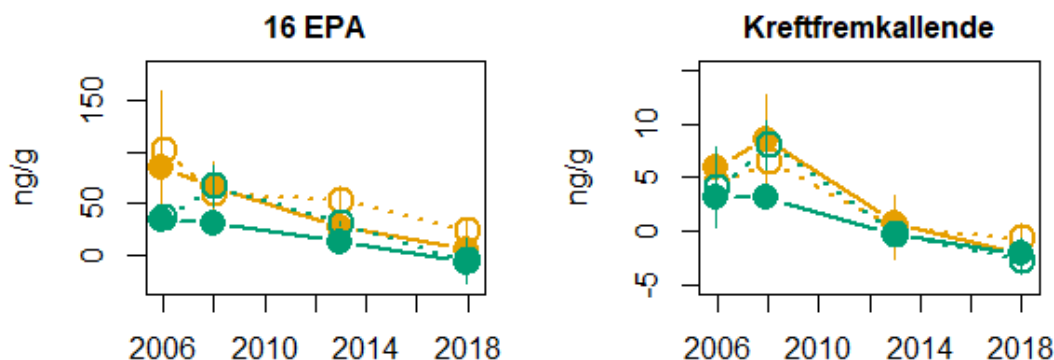
	Tungmetall	Skjæringspunkt	År	p-verdi
Lav	Pb	0,86	0,12	*
	Ni	0,86	0,09	***
	Zn	9,53	0,59	***
	Hg	0,07	-0,00	**
Mose	Pb	0,71	-0,02	
	Ni	0,70	0,05	***
	Zn	15,02	0,07	
	Hg	0,07	-0,01	***



Figur 9. Gjennomsnittsverdier av tungmetallene bly (Pb), nikkel (Ni), Sink (Zn) og kvikksølv (Hg) i plantevevsprøver (grønn = rusttorvmose, gul = lys reinlav/fjellreinlav) på Forsøl (heltrukken linje) og Stangnes (stiplet linje) mellom 2006 og 2018. Vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (± 2 standardfeil).

4.2.3 Endring av PAH i plantevev fra 2006 til 2018

Det er en signifikant nedgang i sum 16 EPA PAH på begge lokalitetene mellom 2006 og 2018 (Modellestimat -6,07, $P < 0,001$). Nedgangen i mulig kreftfremkallende PAH-er er også signifikant på begge lokalitetene (Modellestimat -0,69, $P < 0,001$). Gjennomsnittet for sum mulig kreftfremkallende PAH-er er faktisk under deteksjonsgrensen for både rusttorvmose og lav på begge lokaliteter i 2018 (se **Figur 10** og **Vedlegg 11 & 12** for grunnlagsdata).



Figur 10. Gjennomsnittsverdier av 16 EPA PAH-er og mulig kreftfremkallende 16 EPA PAH-er i plantevevsprøver (grønn = rusttorvmose, gul = lys reinlav/fjellreinlav) på Forsøl (heltrukken linje) og Stangnes (stiplet linje) mellom 2006 og 2018. Vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (± 2 standardfeil). $N=2$ for mose på Forsøl i 2013.

4.3 Kjemisk innhold i jord

4.3.1 Endringer i næringsforhold i jord fra 2006 til 2018

For en rekke av de analyserte grunnstoffene har verdiene vært under eller nær deteksjonsgrensen i ett eller flere av de fire analyseårene, og de er derfor utelukket fra videre analyser. Disse er; B - bor, Be - beryllium, Cr - krom, Cu - kobber, Li - litium, Mo - molybden, Se - selen, Ti - titan, og V - vanadium.

Flere av de analyserte grunnstoffene i jordprøvene fra jordvannsmyr og kreklinghei viser statistisk signifikante endringer i konsentrasjon mellom analyseårene og mellom Forsøl og Stangnes (**Tabell 8 og 9**, se **Vedlegg 7 og 8** for grunnlagsdata). Generelt ligger innholdet av næringsstoffer i jord fra kreklinghei noe høyere på Stangnes enn på Forsøl. Som for innhold av næringsstoffer i planter skyldes dette trolig den noe rikere berggrunnen på Stangnes. På jordvannsmyr er det omvendt, der innholdet av næringsstoffene er noe høyere på Forsøl.

Gjennomsnittlig innhold av ekstraherbart kadmium (Cd), nikkel (Ni) og silisium (Si) har økt over tid på begge lokalitetene både på jordvannsmyr og kreklinghei. I tillegg har kalium (K) økt i jord fra kreklinghei på begge lokaliteter. Gjennomsnittlig innhold av mangan (Mn) i jord har økt signifikant på Forsøl, mens innholdet over tid er signifikant lavere på Stangnes. Det har vært en nedgang i innholdet av ekstraherbart sink (Zn) i jord på begge lokaliteter både på jordvannsmyr og kreklinghei, og en nedgang i innholdet av aluminium (Al), jern (Fe) og svovel (S) i jordprøver fra

kreklingsheie. I jordvannsmyr på Stangnes har det også vært nedgang i innhold av kobolt (Co) i jord.

Tabell 8. Modellestimater for forskjeller i næringsforhold i jord på kreklingsheiene på lokalitetene Forsøl og Stangnes, og utviklingen over tid. «Skjæringspunkt» er modellens utgangspunkt som er lokalitet Forsøl og år 1 i tidsserien (2006). «År» er den årlige utviklingen i årene etter 2006. «Lokalitet» er forskjellen mellom Forsøl og Stangnes. «Interaksjon» er forskjellen i utviklingen over årene mellom Forsøl og Stangnes. Hvis det ikke er en interaksjon så gjelder verdien under «År» for begge lokalitetene, og verdien under «Lokalitet» for alle årene. p-verdier: *** <0,001, ** <0,01, * <0,05. Modellestimatene for År, Lokalitet og Interaksjon der $p \leq 0,05$ er uthevet.

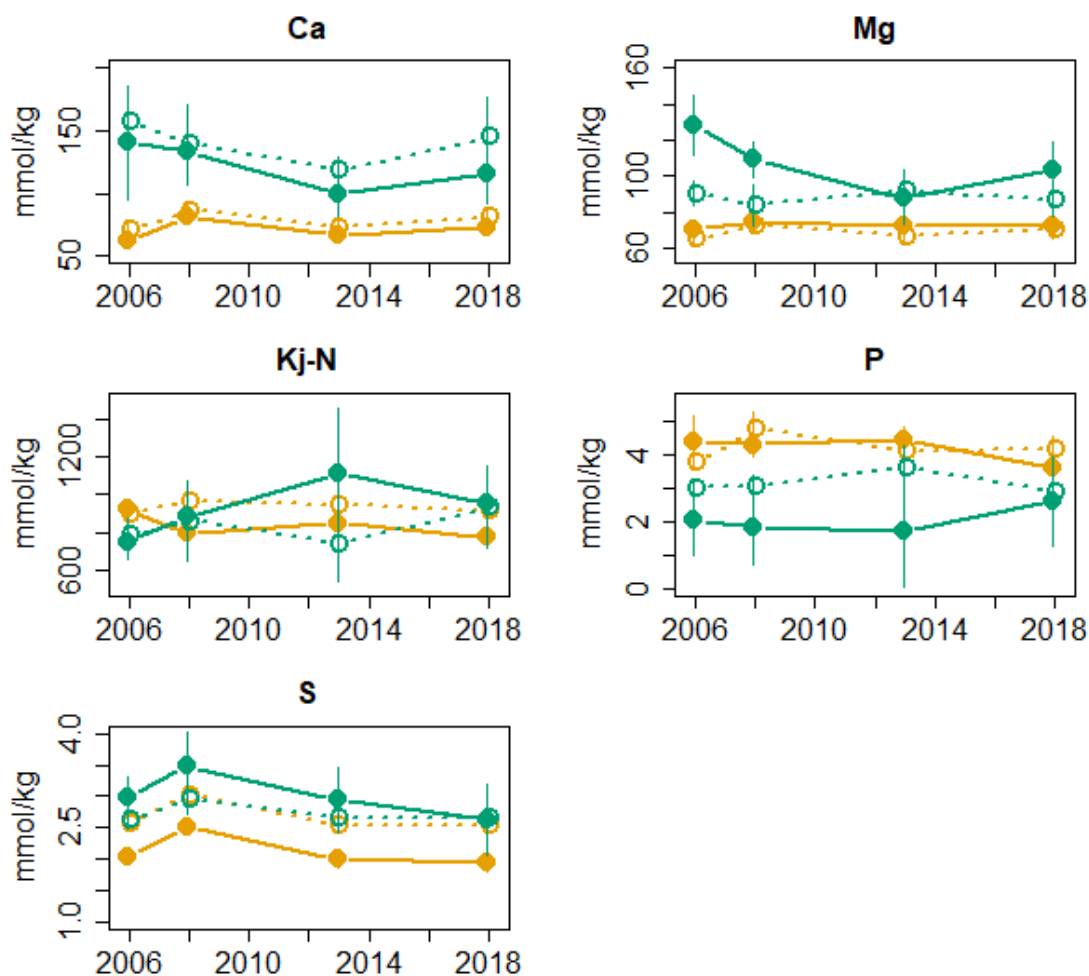
Variabel	Skjæringspunkt	År	p-verdi	Lokalitet	p-verdi	Interaksjon	p-verdi
pH-vann	4,28	0,00		0,05	*		
pH-CaCl ₂	3,34	0,00		0,12	***		
Kj-N	879,02	-8,39	**	54,22	*	8,17	*
H	82,32	0,21					
Al	2,62	-0,10	*	1,67	***		
Ba	222,26	0,40		151,30	***		
Ca	69,31	0,27		7,24	**		
Cd	0,27	0,12	***				
Co	7,60	-0,39		21,97	***		
Fe	0,26	-0,01	**	0,39	***		
K	17,33	0,13	*	1,41	**		
Mg	71,81	0,09		-3,61	*		
Mn	0,69	0,04	**	0,56	***	-0,05	*
Na	17,37	-0,12		-4,15	***		
Ni	11,40	0,70	***	19,35	***		
P	4,31	-0,03					
Pb	21,78	-1,22					
S	2,25	-0,02	**	0,55	***		
Si	110,73	39,57	***	84,50	**		
Sr	484,53	0,18					
Zn	341,33	-6,04	**	43,62	*		
Utbyttingskapasitet	403,46	0,97					
Basemetning	79,05	-0,01					

Tabell 9. Modellestimater for forskjeller i næringsvariabler i jord på jordvannsmyrene på lokalitetene Forsøl og Stangnes, og utviklingen over tid. «Skjæringspunkt» er modellens utgangspunkt som er lokalitet Forsøl og år 1 i tidsserien (2006). «År» er den årlige utviklingen i årene etter 2006. «Lokalitet» er forskjellen mellom Forsøl og Stangnes. «Interaksjon» er forskjellen i utviklingen over årene mellom Forsøl og Stangnes. Hvis det ikke er en interaksjon så gjelder verdien under «År» for begge lokalitetene, og verdien under «Lokalitet» for alle årene. *p*-verdier: *** <0,001, ** <0,01, * <0,05. Modellestimatene for År, Lokalitet og Interaksjon der $p \leq 0,05$ er uthevet.

Variabel	Skjæringspunkt	År	p-verdi	Lokalitet	p-verdi	Interaksjon	p-verdi
pH-vann	5,16	-0,01		-0,30	***		
pH-CaCl ₂	4,17	0,00		-0,32	**		
Kj-N	809,38	13,04					
H	55,95	-0,20		21,81	*		
Al	3,35	-0,03					
Ba	561,19	-1,79		-297,87	***		
Ca	140,24	-1,74					
Cd	0,30	0,11	***				
Co	34,58	0,37		39,83	***	-3,26	*
Fe	2,15	-0,02					
K	16,01	0,04					
Mg	112,26	-0,99		-19,06	***		
Mn	1,89	-0,06					
Na	21,11	-0,08		-1,94	*		
Ni	16,14	1,19	***				
P	1,91	0,02		1,11	**		
Pb	13,65	0,29					
S	3,02	-0,03					
Si	1241,33	86,77	***	-423,25	***		
Sr	677,75	-2,04		-138,52	***		
Zn	276,69	-7,01	***	-40,54	*		
Utbyttingskapasitet	592,73	-5,84	*				
Basemetning	87,82	-0,05					

Total nitrogen (Kjeldal nitrogen, Kj-N)

Gjennomsnittsverdiene for total nitrogen (Kj-N) i jord varierer ulikt mellom vegetasjonstyper og mellom lokaliteter (**Figur 11**). I 2013 økte Kj-N betraktelig i myrjorda på Forsøl, men over hele perioden er endringen ikke signifikant, da det er en tilbakegang i Kj-N i 2018. Det er heller ingen signifikante endringer på myrjorda på Stangnes. På kreklingheiene derimot, har det vært en signifikant nedgang i Kj-N på Forsøl, og en økning på Stangnes.



Figur 11. Gjennomsnittsverdier av makro-næringsstoffer total nitrogen (Kj-N), kalsium (Ca), magnesium (Mg), fosfor (P) og svovel (S) i jordprøver (grønn = jordvannsmyr, gul = kreklinghei) på Forsøl (heltrukken linje) og Stangnes (stiplet linje) mellom 2006 og 2018. Vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (± 2 standardfeil).

pH

Det er ingen signifikante endringer i pH over tid, men pH er konstant høyere i myrjord enn kreklinghei, og er signifikant lavere på Stangnes enn Forsøl på jordvannsmyr (**Figur 12**). På kreklinghei er det omvendt, der pH er lavere på Forsøl enn Stangnes, men dette er ikke statistisk signifikant. pH målt i kalsiumklorid-ekstrahert jord og vann-ekstrahert jord viser samme resultat.

Utbyttingskapasitet

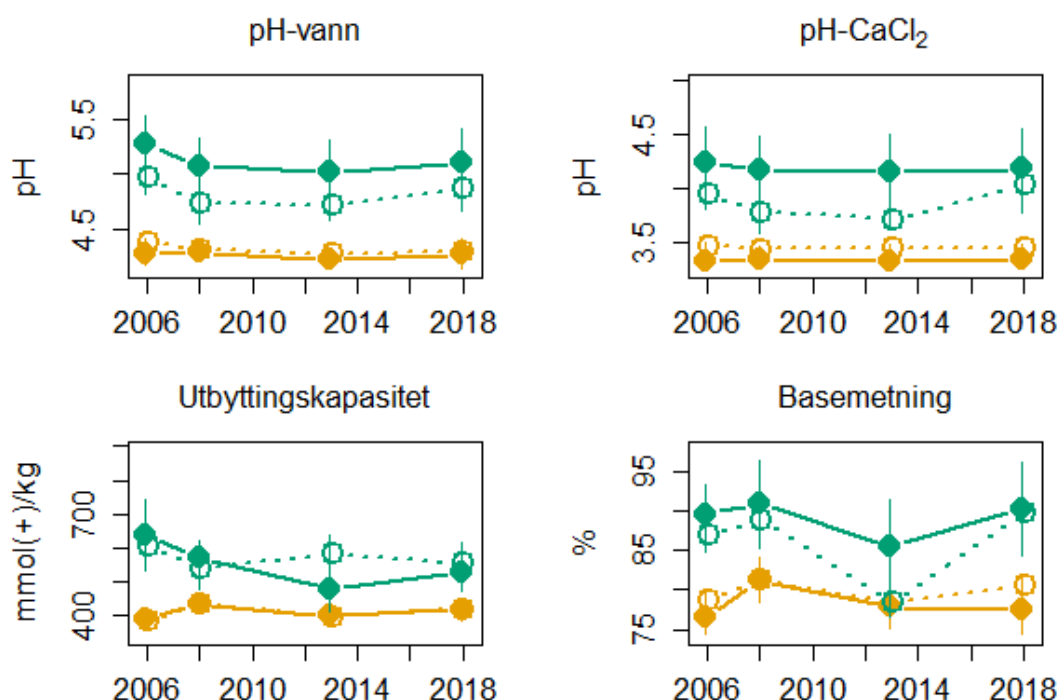
Utbyttingskapasiteten er summen av alle utbyttbare kationer (H^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , og Ca^{2+}). Utbyttingskapasiteten er størst i myrjord, og det er også på myrjord det har vært en signifikant nedgang i utbyttingskapasiteten over tid på begge lokaliteter. Verdiene på kreklingheiene på begge lokaliteter er relativt konstant over tid.

Basemetning

Basemetning er forholdet mellom totalt antall utbyttbare metallkationer og totalt antall utbyttbare kationer som er bundet til jordkolloider/ partikler: $\{(Na^+ + K^+ + Mg^{2+} + Ca^{2+}) / (H^+ + Na^+ + K^+ + Mg^{2+})$

+ Ca^{2+}) * 100%. Basemetningen er således et mål for hvor mye hydrogen-ioner som finnes på kolloidene i forhold til metallkationer. Ved tilførsel av sur nedbør kan metallkationer på kolloidene byttes ut med tilførte hydrogen-ioner, og basemetningen vil gå ned i verdi. Jord med høy basemetning kan ta opp mer hydrogen-ioner enn jord med lav basemetning og således bufre mot sur nedbør. Generelt betyr høyere basemetningsverdier et rikere jordsmonn med mer tilgjengelige metallkationer for plantene.

Myrjorda har generelt høyere basemetning enn jord fra kreklingheia. Selv om basemetningen går ned i myrjord på begge lokalitetene i 2013, er det ingen signifikant utvikling av basemetning over tid. På kreklingheiene er basemetningen relativt konstant i alle år. Dette tyder på at det ikke har skjedd noen forsuring av jordsmonnet.



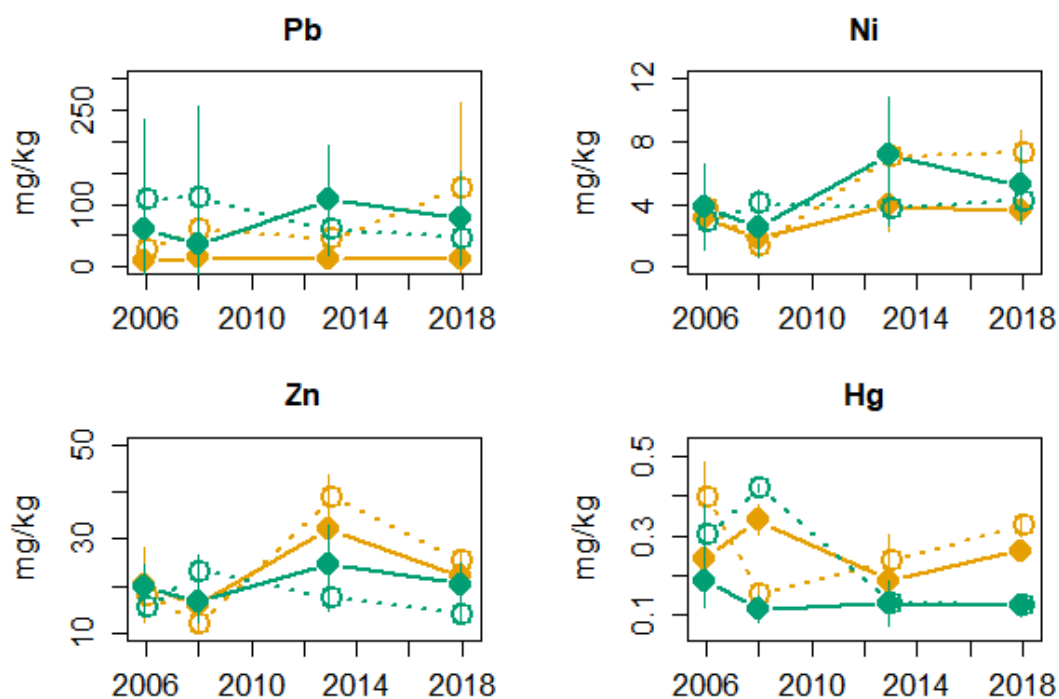
Figur 12. Gjennomsnittsverdier av pH (ved vannekstraksjon og ved 0,01M CaCl_2 ekstraksjon), Utbyttingkapasitet og Basemetning i jordprøver (grønn = jordvannsmyr, gul = kreklinghei) på Forsøl (heltrukken linje) og Stangnes (stiplet linje) mellom 2006 og 2018. Vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (± 2 standardfeil).

4.3.2 Endringer av tungmetaller i jord fra 2006 til 2018

Det er en økning i sinkinnholdet i jordprøver fra kreklinghei på begge lokaliteter mellom 2006 og 2018, selv om verdien i 2018 er lavere enn gjennomsnittsverdien målt i 2013 (**Tabell 10, Figur 13**). Innhold av nikkel økte signifikant i prøver fra kreklinghei på Stangnes, men ikke på Forsøl. Hverken sink eller nikkelinnholdet i jordprøvene fra jordvannsmyrene endret seg signifikant over tid. Gjennomsnittlig konsentrasjon av kvikksølv i jordprøver fra jordvannsmyr har hatt en signifikant nedgang på Stangnes. Endringen på Forsøl var ikke signifikant. Det var ingen signifikante endringer i gjennomsnittlig blyinnhold i jordprøvene på noen av lokalitetene, men blyinnholdet er signifikant høyere på kreklinghei på Stangnes enn Forsøl.

Tabell 10. Modellestimater for forskjeller i tungmetallene Pb, Ni, Zn og Hg i jord på alle lokalitetene på Forsøl og Stangnes, og utviklingen over tid. «Skjæringspunkt» er modellens utgangspunkt som er lokalitet Forsøl og år 1 i tidsserien (2006). «År» er den årlige utviklingen i årene etter 2006. «Lokalitet» er forskjellen mellom Forsøl og Stangnes. «Interaksjon» er forskjellen i utviklingen over årene mellom Forsøl og Stangnes. Hvis det ikke er en interaksjon så gjelder verdien under «År» for begge lokalitetene, og verdien under «Lokalitet» for alle årene. p-verdier: *** <0,001, ** <0,01, * <0,05. Modellestimatene for År, Lokalitet og Interaksjon der $p \leq 0,05$ er uthevet.

		Skjæringspunkt	År	p-verdi	Lokalitet	p-verdi	Interaksjon	p-verdi
Kreklinghei	Pb	-6,15	3,58		51,43	**		
	Ni	2,53	0,11		0,05		0,33	**
	Zn	18,46	0,88	**				
	Hg	0,27	0,00					
Myr	Pb	81,94	-1,31					
	Ni	3,42	0,15					
	Zn	19,17	-0,06					
	Hg	0,16	0,00		0,20	***	-0,02	***

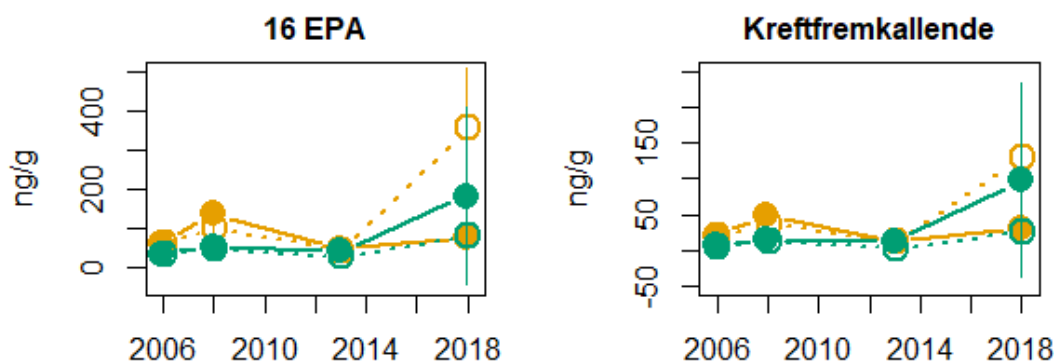


Figur 13. Gjennomsnittsverdier av tungmetallene bly (Pb), nikkel (Ni), Sink (Zn) og kvikksølv (Hg) i jordprøver (grønn = jordvannsmyr, gul = kreklinghei) på Forsøl (heltrukket linje) og Stangnes (stiplet linje) mellom 2006 og 2018. Vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (± 2 standardfeil).

4.3.3 Endringer av PAH i jord fra 2006 til 2018

Det var en kontamineringsepisode på NILU laboratoriet når plantevevsprøvene og jordprøvene ble opparbeidet for PAH. Prøvene ble sannsynligvis kontaminert med prøver som hadde forhøyde PAH verdier, og åtte av de 28 jordprøvene kan ha blitt påvirket av dette (Se **Vedlegg 9** og **10** for grunnlagsdata). Den mulige kontamineringen gjelder fem av seks prøver fra kreklinghei på Stangnes, en av seks prøver fra jordvannsmyr på Stangnes, og to av seks prøver fra jordvannsmyr på Forsøl, da disse har forhøyede PAH verdier sammenlignet med prøver fra tidligere år. Alle prøvene ble tatt med videre, og analysene må derfor vurderes med forsiktighet.

På myrlokalitetene har det vært en signifikant økning i både sum 16 PAH-er (Modellestimat 7,47, $P < 0,01$) og mulig kreftfremkallende PAH-er (Modellestimat 4,31, $P < 0,01$) på begge lokalitetene, der økningen er størst på Forsøl (**Figur 14**). På kreklingheiene er gjennomsnittlig PAH over tid signifikant høyere på Stanges enn Forsøl på grunn av de høye PAH verdiene målt i 2018 (Modellestimat 23,95, $P < 0,001$). Før 2018 er gjennomsnittlig PAH konstant lavere på Stangnes enn Forsøl. Det samme gjelder mulig kreftfremkallende PAH-er (Modellestimat 8,43, $P < 0,001$).



Figur 14. Gjennomsnittsverdier av 16 EPA PAH-er og mulig kreftfremkallende 16 EPA PAH-er i jordprøver (grønn = jordvannsmyr, gul = kreklinghei) på Forsøl (heltrukken linje) og Stangnes (stiplet linje) mellom 2006 og 2018. Vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (± 2 standardfeil).

5 Oppsummering og konklusjoner

5.1 Vegetasjon

Reanalysen av vegetasjonens artssammensetning viste svært få endringer i mengdeforhold mellom artene fra 2006 til 2018. Små variasjoner i artsmengder er helt vanlig ved reanalyser av vegetasjonens artssammensetning. Dette kan skyldes naturlige endringer i vegetasjonen, år til år variasjoner og når i vegetasjonens vekstperiode analysene er foretatt. De små signifikante endringene i artsmengde mellom lokalitetene viser en mulig tilknytning til kjente effekter av økt nitrogentilførsel som økte graminidevekst på myrlokalitetene siden både duskull og frynsestarr er i fremgang, sammen med den mer næringskrevende beitetorvmose. Men siden duskull viser fremgang både på Forsøl og på Stangnes, er det liten sannsynlighet at årsaken ligger i N-tilgang fra utslipp fra anlegget. Ellers ble det ikke funnet særlige endringer av arter som normalt responderer positivt på nitrogengjødsling, slik som gress. Lav har gått noe tilbake, men dette skyldes økt beitepress fra reinsdyr.

Det er således ingen indikasjon på at en eventuell forurensing fra LNG-anlegget på Melkøya skal ha påvirket vegetasjonens artssammensetning og mengdeforhold mellom arter.

5.2 Plantekjemi

Når det gjelder makronærings- og sporstoffene i reinlav er nesten alle signifikante endringer i positiv retning, altså en signifikant økning, dette gjelder både Stangnes og Forsøl. Det er bare barium som har økt bare på Stangnes, og bor har som eneste sporstoff hatt en nedgang på begge lokalitetene. På myrlokalitetene er endringene over tid litt mer variabel i forhold til økning eller nedgang, men endringene er også i samme retning på begge lokalitetene. Det var en signifikant økning i gjennomsnittlig nikkelinnhold, og en signifikant nedgang i gjennomsnittlig kvikksølvinnhold i prøvene av både reinlav og rusttorvmose på begge lokaliteter. Gjennomsnittlig innhold av sink og bly økte bare i lavprøvene, men dette gjelder også begge lokaliteter. Både sum 16 EPA PAH og sum mulig kreftfremkallende PAH-er i reinlav og rusttorvmose har hatt en signifikant nedgang på begge lokalitetene. Gjennomsnittet for sum mulig kreftfremkallende PAH-er er faktisk under deteksjonsgrensen i 2018.

Resultatene fra plantevevsprøvene indikerer at de endringene som har skjedd er stort sett like for begge lokaliteter. Det er derfor lite trolig at de registrerte endringene skyldes utslipp fra LNG-anlegget.

5.3 Jordkjemi

Næringsforhold

Generelt ligger innholdet av næringsstoffer i jord fra kretinghei noe høyere på Stangnes enn på Forsøl. Som for innhold av næringsstoffer i planter skyldes dette trolig den noe rikere berggrunnen på Stangnes. På jordvannsmyr er det omvendt, der innholdet av næringsstoffene er noe høyere på Forsøl. De fleste endringene i makronærings- og sporstoffene i jordprøvene er likt for Stangnes og Forsøl. Unntakene er mangan i jordprøvene fra kretingheiene, som har økt på

Forsøl og hatt en nedgang på Stangnes, og kobolt i myrjord, som har hatt en negativ utvikling over tid bare på Stangnes. Gjennomsnittsverdiene for total nitrogen i jord varierer ulikt mellom vegetasjonstyper og mellom lokaliteter, men det har ikke vært en signifikant endring i total nitrogen i myrjord på hverken Stangnes eller Forsøl. På kreklingheiene derimot, har det vært en signifikant nedgang i total nitrogen på Forsøl, og en økning på Stangnes.

Det er ingen signifikante endringer i pH over tid, men pH er generelt høyere i myrjord enn kreklinghei, og er signifikant lavere på Stangnes enn Forsøl på jordvannsmyr. Utbyttingskapasiteten er størst i myrjord, og her har det vært en signifikant nedgang i utbyttingskapasiteten over tid. Denne utviklingen er likt for Forsøl og Stangnes. Myrjorda har også en generelt høyere basemetning enn jord fra kreklingheia, men det er ingen signifikante endringer i basemetningen over tid, og spesielt på kreklingheiene er den relativt konstant i alle år.

Dette tyder på at det ikke har skjedd noen endring i næringsinnhold eller forsuring av jordsmonnet. Ingen av variablene tyder på en negativ påvirkning på jordsmonnet fra LNG-anlegget.

Tungmetaller

Økningen i sinkinnholdet fra jordprøver fra kreklinghei gjelder både Forsøl og Stangnes, og nikkelinnholdet økte signifikant bare i jordprøver fra kreklinghei på Stangnes. Det har vært nedgang i kvikksølvinnholdet i myrjord fra Stangnes, men det er ingen signifikante endringer på Forsøl. Det er således ingen trend i tungmetallinnholdet i jordprøvene fra Forsøl er høyere enn på Stangnes.

Det er således ingenting som tyder på at utslipp av tungmetaller fra LNG-anlegget har påvirket jordsmonnet.

PAH

På myrlokalitetene har det vært en signifikant økning i både sum 16 PAH-er og mulig kreftfremkallende PAH-er på begge lokalitetene, der økningen er størst på Forsøl. På kreklingheiene er gjennomsnittlig PAH over tid signifikant høyere på Stanges enn Forsøl på grunn av de høye PAH verdiene målt i 2018. Før 2018 var gjennomsnittlig PAH konstant lavere på Stangnes enn Forsøl. Det samme gjaldt mulig kreftfremkallende PAH-er. De høyere verdiene i 2018 må imidlertid tas med forsiktighet, da det kan ha vært en kontaminering fra prøver med forhøyede PAH verdier på NILU laboratoriet.

Det kan imidlertid ikke utelukkes at de forhøyede PAH verdier på myr på Forsøl skyldes LNG-anlegget, men siden verdiene er høyere i kreklinghei på Stangnes enn på Forsøl, er dette lite sannsynlig.

5.4 Vurdering av overvåkingsprogrammets metodikk og videre overvåking

5.4.1 Vedlikehold av felter

I 2013 viste det seg at opplysningsskilt og flere av merkepinnen på Stangnes var tatt bort og benyttet til bålbrekking, disse ble erstattet samme år. Flere av merkepinnene var også borte i 2018. Analyserutene ble imidlertid gjenfunnet da vi hadde metallmarkører i bakken, og rutene ble oppmerket på nytt. Det er trolig stor aktivitet av mennesker i området, og vi anbefaler derfor vedlikehold av feltene minimum annen hvert år, der vedlikeholdet kombineres med innsamling

av prøver til kjemiske analyser, se kapittel 5.4.4. Årlig vedlikehold gjøres ved tilsvarende overvåkingsprogram for Ormen Lange prosessanlegg på Aukra operert av Norske Shell (Aarrestad et al. 2017), der årlig vedlikehold kombineres med årlig innsamling av prøver til årlige kjemiske analyser.

5.4.2 Vegetasjon

Markvegetasjon utgjør et viktig fundament for andre komponenter i terrestriske økosystemer som utgangspunkt for næringskjeder og som en viktig del av artenes habitat. Et bredt spekter av plantearter med ulike økologiske tilpasninger gjør det også sannsynlig at noen av artene i markvegetasjonen vil respondere på forskjellige naturlige eller menneskeskapte påvirkninger. Reanalyser av vegetasjonens artssammensetning i permanent merkede ruter gir nøyaktig informasjon om eventuelle endringer over tid, særlig når man benytter både den subjektive dekningskalaen og frekvensmetodikken ved mengdemålingene.

Det ble ved reanalysen i 2018 ikke påvist signifikante endringer i vegetasjonens artssammensetning som kunne relateres til forurensende utslipp fra LNG-anlegget. Endringer i arter og artssammensetning, som skyldes påvirkning av nitrogengjødsling og forsuring, skjer imidlertid sakte, særlig i arktiske strøk (Achermann & Bobbink 2003). En vegetasjonsovervåking relatert til eventuell forsuring eller nitrogengjødsling, må derfor ha et langsiktig perspektiv på minst 10-20 år. Det er derfor viktig å fortsette denne overvåkingen som en essensiell komponent i overvåkingsprogrammet for Snøhvit. Reanalyser hvert femte år vil fange opp en eventuell langsiktig endring.

5.4.3 Kjemisk innhold i planter

Det har vært svært vanskelig å samle inn nok materiale til kjemisk analyse av reinlav, og i 2018 ble antall lavprøver redusert fra ti til sju totalt, i mangel av nok materiale. Reduksjon i antall prøver kan være problematisk da få prøver medfører at de statistiske analysene blir svært avhengige av enkeltverdier til prøvene. Vi anbefaler derfor at de kjemiske analysene av reinlav tas bort inntil beitetrykket er på nivå med årene 2005/06. Prøvene erstattes heller med prøver av torvmose for å øke sikkerheten i de statistiske beregningene.

Det kjemiske innholdet i plantene har endret seg lite etter at LNG-anlegget ble satt i drift, men nitrogen som er et viktig plantenæringsstoff viser en liten økning fra 2006 til 2018. Det er viktig å fortsette overvåking av tungmetaller og nitrogen i plantevev med tanke på mulige utslippshell fra LNG-anlegget. Det er lite trolig at innhold av sporstoffer vil endre seg betydelig ved dagens utslipp, og analysene av disse elementene kan derfor tas ut av programmet. PAH-målingene i reinlav og torvmose viste ingen indikasjon på at PAH-utslipp fra LNG-anlegget akkumulerer seg i plantemateriale, i motsetning til i jord (se kapittel 5.4.4). Det ble heller ikke akkumulert PAH i plantevevsprøvene etter de forhøyde utslippene vinterstid 2007/2008 (Aarrestad et al. 2008). Trolig skyldes dette at nedfall av PAH lett vaskes bort fra planteoverflatene ved nedbør og akkumuleres i jord, se kap. 5.4.4. PAH-analysene av plantemateriale kan derfor med fordel tas ut av overvåkingsprogrammet.

5.4.4 Kjemisk innhold i jord

Nitrogeninnhold og basemetning i jord fra Forsøl har variert siden oppstarten av overvåkingsprogrammet, derfor er det viktig å opprettholde de kjemiske analysene av jordparametere for å se om det eventuelt er en økt næringsprosess på gang i området. Innhold av tungmetaller viste

ingen trender som kan knyttes direkte til utslipp fra LNG-anlegget, men som et føre var prinsipp bør analysene av tungmetaller i jord fortsette.

Utslippene av sot fra LNG-anlegget i 2007/2008 førte umiddelbart til en betydelig økning av PAH i jordsmonnet, med størst økning på Forsøl. PAH-nivåene gikk imidlertid raskt tilbake til normale verdier allerede ett år etter utslippet, for så å variere noe mellom hvert år. Analyser av PAH i jord er derfor en svært god indikator som responderer raskt på forurensningssituasjonen i nærområdet til LNG-anlegget. Analysene anbefales derfor videreført. Kontamineringsepisoden på NILU laboratoriet i 2018 kan ha ført til forhøyede PAH verdier i jordprøvene. Det bør derfor tas nye prøver i 2019 for å sjekke om PAH nivået tilsvarer det som er målt i prøvene som sannsynligvis ble kontaminert. Man bør også vurdere om PAH-målingene bør utføres hvert år, da slike analyser vil raskt fange opp eventuelle utslipp fra LNG-anlegget.

6 Referanser

- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Töpper, J.P. 2017. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg–Nyhamna, Gossa. Overvåking av vegetasjon og jord–endringer fra 2008 til 2016. NINA Rapport 1348. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Hagen, D. & Tømmervik, H. 2006. Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord-grunnlagsundersøkelser 2006. NINA Rapport 210. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Hak, C., Lunder, H., Myklebost, H.E., Westergaard, K.B. & Åström, J. 2014. Statoils overvåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord–gjenanalyser i 2013. NINA Rapport 1017. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Bakkestuen, V., Hagen, D. & Wilmann, B. 2008. StatoilHydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord–gjenanalyser 2008. NINA Rapport 421. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Eilertsen, O. & Frisvoll, A.A. 1996. Overvåking av ombrotrof myr, Havmyran-Hitra 1995. Undersøkelser av vegetasjon, torv og myrvann. NINA Oppdragsmelding 423. Norsk institutt for naturforskning.
- Aas, W., Hjelmbrekke, A.-G., Fagerli, H. & Benedictow, A.J.N.r. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016.
- Achermann, B. & Bobbink, R. 2003. Empirical Critical Loads for Nitrogen: Expert Workshop, Berne, 11-13 Nov. 2002: Proceedings. Bern. Proceedings
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 34: 3-223.
- Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships: Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Noordwijkerhout, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J.B., Svalheim, E.J., Vandvik, V., Velle, L.G., Øien, D.-I & Aarrestad, P.A. 2017. Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1:5000. – Natur i Norge, Artikkel 8 (versjon 2.1.2): 1–@ (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>).
- Gjerstad, K.I. 2006. Modelling av spredning og avsetning basert på prognoser for utslipp, Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. NILU OR 31/2006. Norsk institutt for luftforskning.
- Gjerstad, K.I. 2012. Modelling av luftkvalitet og avsetningsnivå april 2010 – april 2011. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. NILU OR 13/2012. Norsk institutt for luftforskning.
- Gjerstad, K.I. & Liu, L. 2010. Modelling av luftkvalitet og avsetningsnivå april 2008 – april 2009. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. NILU OR 2/2010. Norsk institutt for luftforskning.
- Grimmer, G. & Böhnke, H. 1972. Bestimmung des Gesamtgehaltes aller polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in Luftstaub und Kraftfahrzeugabgas mit der Capillar-Gas-Chromatographie/Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in automobile

- exhaust and air pollutants by capillary-GLC. *Fresenius' Zeitschrift für analytische Chemie* 261(4-5): 310-314.
- Hak, C. 2013. Måledata. Juli 2011 - Juni 2012. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. NILU OR 03/2013. Norsk institutt for luftforskning.
- Liu, L., Walker, S., Hak, C. & Gjerstad, K.I. 2011. Modellering av luftkvalitet og avsetningsnivå april 2009 – april 2010. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. NILU OR 44/2011. Norsk institutt for luftforskning.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. Norwegian forest research institute, Chemical laboratories.
- Pedersen, B. & Arrestad, P.A. 2012. Program for miljøovervåking Tjeldbergodden. Overvåking av jord, vegetasjon og epifytter 2011. NINA Rapport 861. Norsk institutt for naturforskning.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Reindrifftsforvaltningen. 2013. Ressursregnskap for reindrifftsnaeringen. Reindrifftsforvaltningen.
- Reindrifftsforvaltningen. 2017. Ressursregnskap for reindrifftsnaeringen. Reindrifftsforvaltningen.
- SFT. 1992. Virkninger av luftforurensinger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier SFT-rapport 92:16. Statens forurensningstilsyn.
- Sigmond, E., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. M. 1 : 1 mill. Norges geol. Unders., Statens kartverk, Nasjonalatlas for Norge, kartblad 2.2.1.
- Statoil. 2006. Konsekvenser av utslipp til luft fra Hammerfest LNG (fase 1)
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, method and applications with reference to Fennoscandia. Botanical Garden and Museum, University of Oslo.

7 Vedlegg

Vedlegg 1. Overvåkingsdesign for lokaliteten Forsøl.

Vedlegg 2. Overvåkingsdesign for lokaliteten Stangnes.

Vedlegg 3. Figurer over feltene A-D med lokalisering av analyseruter.

Vedlegg 4. Vitenskapelige og norske navn på planter funnet i feltene fra 2006 til 2018. Navn følger Artsdatabankens navnerregister.

*Vedlegg 5. Kjemisk innhold i lys reinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) i 2018.*

*Vedlegg 6. Kjemisk innhold i rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) i 2018.*

Vedlegg 7. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i kreklinghei i 2018.

Vedlegg 8. Jordkjemiske data fra ruteanalysene på myr i 2018.

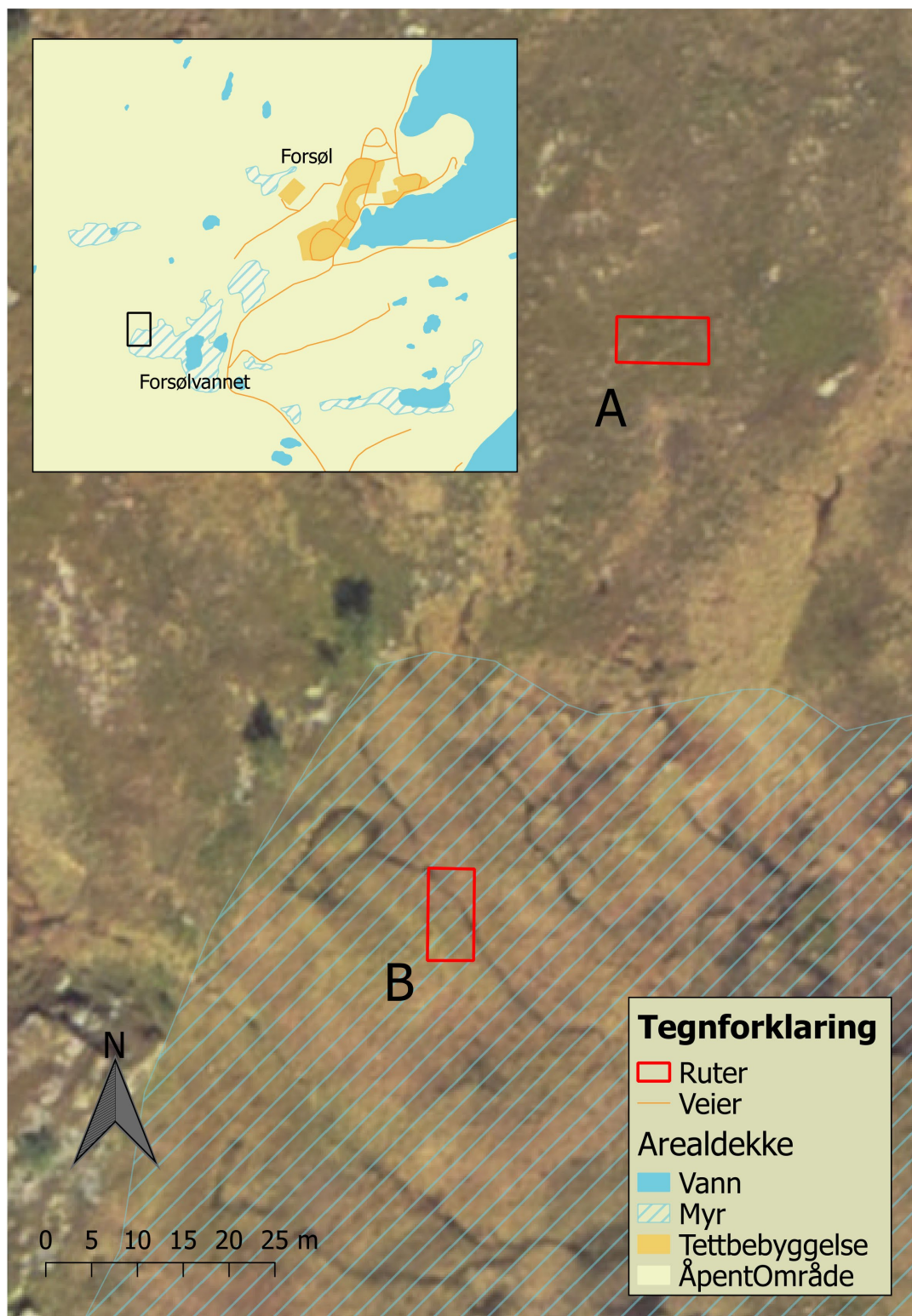
*Vedlegg 9. PAH-verdier i plantemateriale fra lys reinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) i 2018.*

*Vedlegg 10. PAH-verdier i plantemateriale fra rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) i 2018.*

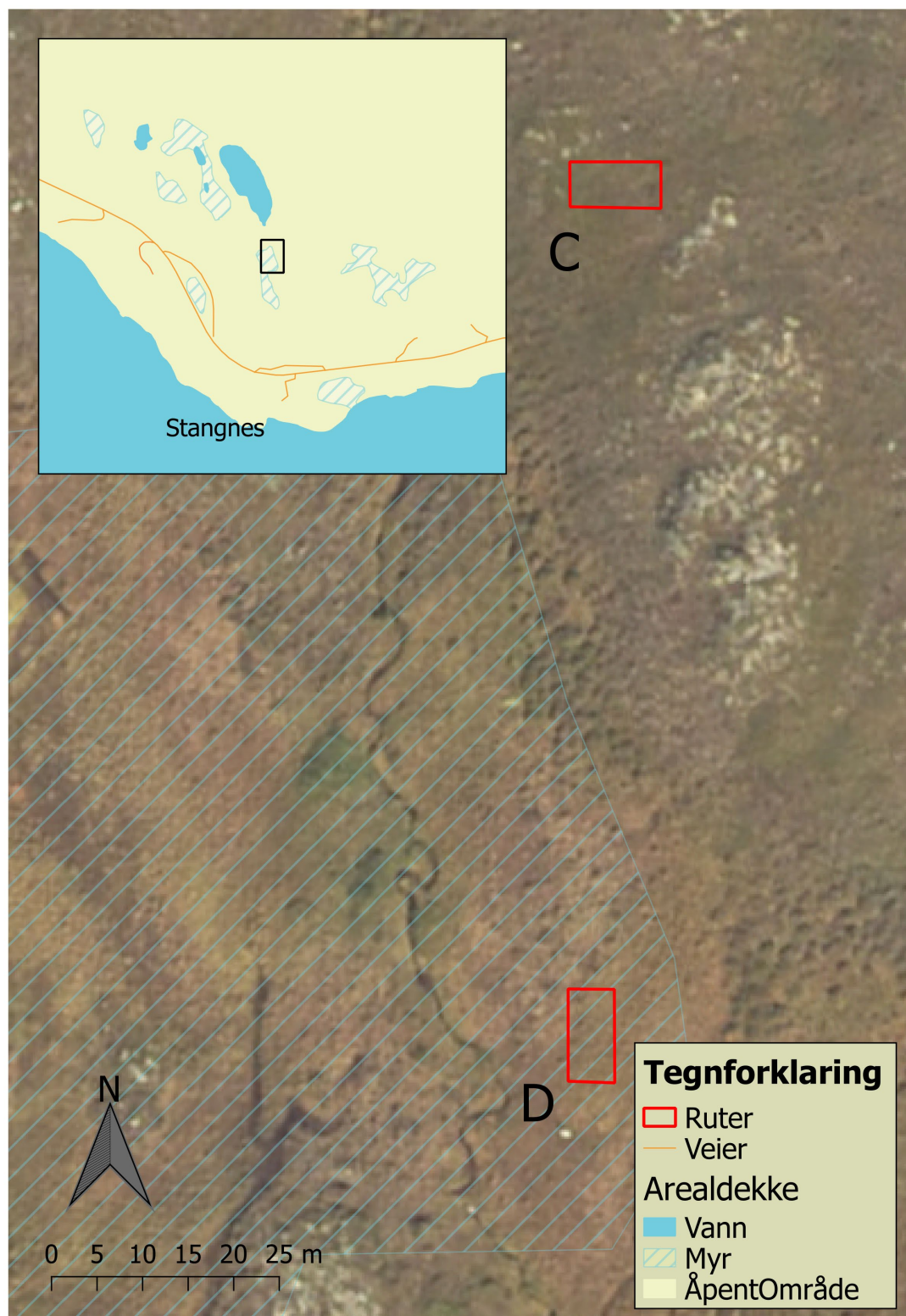
Vedlegg 11. PAH-verdier fra jordprøver i kreklinghei i 2018.

Vedlegg 12. PAH-verdier fra jordprøver i myr i 2018.

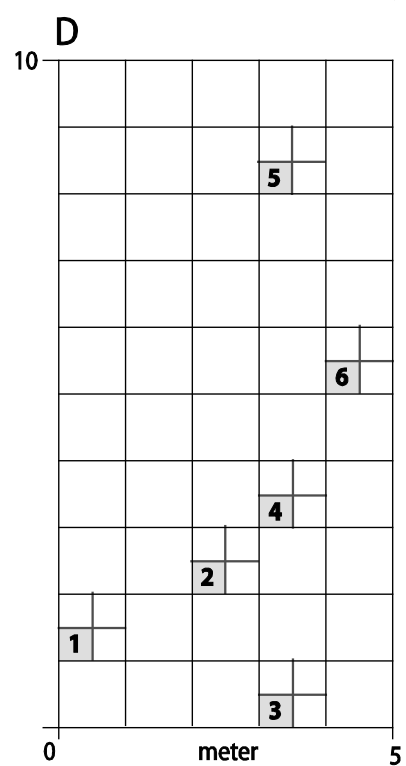
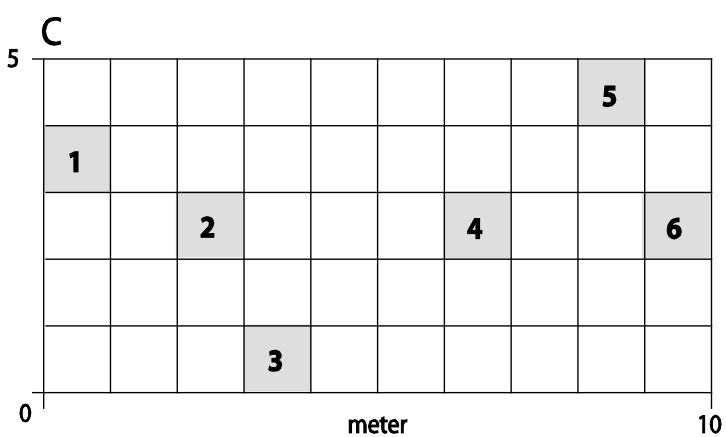
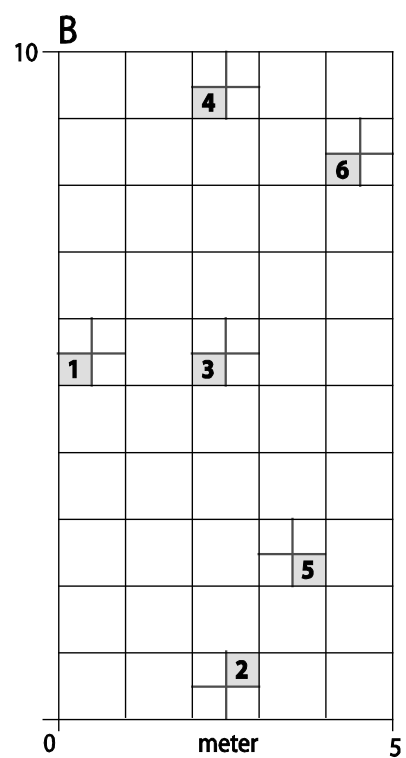
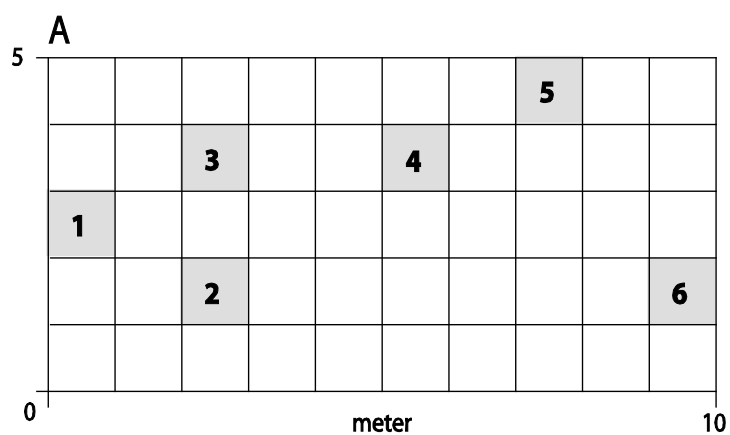
Vedlegg 1. Overvåkingsdesign for lokaliteten Forsøl (Felt A kreklinghei, Felt B jordvannsmyr). Kartgrunnlag N50 Kartdata og Ortofoto Finnmark 2016. Brukstillatelse gjennom Kartverket og Geovekst/Norge Digitalt.



Vedlegg 2. Overvåkingsdesign for lokaliteten Stangnes (Felt C kreklinghei, Felt D jordvannsmyr). Kartgrunnlag N50 Kartdata og Ortofoto Finnmark 2016. Brukstillatelse gjennom Kartverket og Geovekst/Norge Digitalt.



Vedlegg 3. Skjematisk oversikt over vegetasjonsanalysenes beliggenhet i overvåkingsfeltene. Felt A: Kreklinghei på Forsøl. Felt B: Jordvannsmyr på Forsøl. Felt C: Kreklinghei på Stangnes. Felt D: Jordvannsmyr på Stangnes. Seks analyseruter i hvert felt.



Vedlegg 4. Vitenskapelige og norske navn på planter funnet i feltene fra 2006 til 2018. Navn følger Artsdatabankens navneregister.

Vitenskapelig navn	Norsk navn
Lyng	
<i>Andromeda polifolia</i>	Kvitlyng
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk
<i>Empetrum nigrum</i> ssp. <i>hermaphroditum</i>	Fjellkreking
<i>Oxycoccus</i> sp.	Tranebærslekta
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær
Urter	
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær
<i>Comarum palustre</i>	Myrhatt
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundsoldogg
<i>Equisetum arvense</i>	Åkersnelle
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Bukkeblad
<i>Parnassia palustris</i>	Jåblom
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Tettegras
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte
Gras, starr og siv	
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	Skogrørkvein
<i>Carex lasiocarpa</i>	Trådstarr
<i>Carex pauciflora</i>	Sveltstarr
<i>Carex paupercula</i>	Frynsestarr
<i>Carex rostrata</i>	Flaskestarr
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Duskull
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Torvull
<i>Trichophorum cespitosum</i> ssp. <i>cespitosum</i>	Småbjørneskjegg
Bladmoser	
<i>Dicranum fuscescens/flexicaule</i>	Berg-/Lyngsigd
<i>Dicranum montanum</i>	Stubbesigd
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd
<i>Dicranum</i> sp.	Sigdmoseslekta
<i>Dicranum spadiceum</i>	Rørsigd
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
<i>Paludella squarrosa</i>	Piperensemose
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
<i>Polytrichum strictum</i>	Filtbjørnemose

<i>Racomitrium lanuginosum</i>	Heigråmose
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	Fjellrundmose
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Engkransmose
<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprikelundmose
<i>Scorpidium revolvens</i>	Rødmakkmose
<i>Sphagnum angustifolium</i>	Klubbetorvmose
<i>Sphagnum centrale</i>	Kratt-torvmose
<i>Sphagnum fallax gr.</i>	Broddtorvmose mm.
<i>Sphagnum flexuosum</i>	Silketorvmose
<i>Sphagnum lindbergii</i>	Bjørnetorvmose
<i>Sphagnum papillosum</i>	Vortetorvmose
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Sphagnum riparium</i>	Skartorvmose
<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
<i>Sphagnum squarrosum</i>	Spriketorvmose
<i>Sphagnum subnitens</i>	Blanktorvmose
<i>Sphagnum tenellum</i>	Dvergtorvmose
<i>Sphagnum teres</i>	Beitetorvmose
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	Rosetorvmose
<i>Straminergon stramineum</i>	Grasmose

Levermoser

<i>Anastrophyllum minutum</i>	Tråddraugmose
<i>Barbilophozia atlantica</i>	Kystskjeggmose
<i>Barbilophozia binsteadii</i>	Torvskjeggmose
<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmose
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmose
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmose
<i>Barbilophozia rubescens</i>	Heiskjeggmose
<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Calypogeia sp.</i>	Flakmoseslekta
<i>Calypogeia sphagnicola</i>	Sveltflak
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Cephalozia sp.</i>	Glefsemoseslekta
<i>Cladopodiella fluitans</i>	Myrsnutemose
<i>Hepaticae</i>	Levermoser
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Lophozia sp.</i>	Flikmoseslekta
<i>Lophozia ventricosa coll.</i>	Grokorn-/Skogflik
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
<i>Scapania sp.</i>	Tvebladmoseslekta

Busklav

<i>Alectoria nigricans</i>	Jervskjegg
----------------------------	------------

<i>Bryocaulon divergens</i>	Fjelltagg
<i>Cetraria ericetorum</i>	Smal islandslav
<i>Cladonia arbuscula</i> coll.	Lys reinlav/Fjellreinlav
<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger
<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger
<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav
<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav
<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav
<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav
<i>Cladonia uncialis</i>	Pigglav
<i>Flavocetraria cucullata</i>	Gulskjerpe
<i>Nephroma arcticum</i>	Storvrenge
<i>Parmelia sulcata</i>	Bristlav
<i>Peltigera scabrosa</i>	Runever
<i>Psoroma hypnorum</i>	Skjellfiltlav
<i>Stereocaulon</i> sp.	Saltlav
Skorpelav	
<i>Ochrolechia frigida</i>	Fjellkorkje
Alger	
<i>Chlorophyceae</i>	Grønnalge

Vedlegg 5. Kjemisk innhold av reinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) i 2018.

Lokalitet	Forsøl			Stangnes			
Prøvenummer	A1	A2	A3	C1	C2	C3	C4
Elementer							
Al mmol/kg	10,59	13,33	13,82	22,26	22,72	20,25	20,91
B µmol/kg	217	154	188	182	276	166	261
Ba µmol/kg	72	53	62	74	126	79	143
Ca mmol/kg	40,9	25,6	33,8	24,4	52,8	31,3	55,4
Cu µmol/kg	43	33	49	36	60	34	57
Fe mmol/kg	4,37	5,19	5,49	8,33	10,5	7,51	9,39
K mmol/kg	44,2	35,7	40,6	41,8	42,4	40,8	40,5
Mg mmol/kg	44,3	37,5	41,1	36,3	46,8	36,7	47,7
Mn mmol/kg	1,44	0,83	1,32	2,54	3,4	1,85	2,85
KjN mmol/kg	354	286	354	286	408	310	389
Na mmol/kg	7,09	6,82	6,95	7,15	7,56	6,86	5,65
P mmol/kg	18,4	14,2	16	17,8	20,9	19,1	19,3
S mmol/kg	17,12	14,84	15,75	14,08	19,74	14,75	20,07
Sr µmol/kg	113	88	92	79	126	82	140
Ti µmol/kg	524	668	560	714	839	763	803
Zn µmol/kg	193	156	191	186	220	182	233
Tungmetaller							
Pb mg/kg	0,60	0,55	0,58	2,33	1,85	2,01	1,96
Ni mg/kg	1,51	1,00	2,38	1,13	2,65	1,57	3,29
Zn mg/kg	13,86	7,76	11,06	10,35	15,55	11,87	19,85
Hg mg/kg	0,043	0,049	0,043	0,050	0,064	0,056	0,056

Vedlegg 6. Kjemisk innhold av rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) i 2018.

Lokalitet	Forsøl					Stangnes				
Prøvenummer	B1	B2	B3	B4	B5	D1	D2	D3	D4	D5
Elementer										
Al mmol/kg	4,46	4,07	7,96	5,84	4,74	7,69	7,48	8,45	7,52	7,74
B µmol/kg	74	113	94	145	116	141	126	153	270	212
Ba µmol/kg	30	58	77	69	47	93	84	114	94	78
Ca mmol/kg	30,3	32,7	29,6	35,9	29,1	59,4	42,4	61,4	53,3	50,6
Cu µmol/kg	30	32	35	37	32	66	46	45	60	44
Fe mmol/kg	2,61	2,11	4,13	2,69	2,09	3,59	3,25	3,71	4	4,37
K mmol/kg	119,4	126,9	109,4	128,7	132,7	126,7	148	114,2	189	134,8
Mg mmol/kg	87,3	73,4	82,5	84,4	80,5	76,5	68,6	74,8	70,2	83,3
Mn mmol/kg	0,31	0,61	0,86	0,9	0,88	1,91	1,82	1,68	2,14	0,51
KjN mmol/kg	518	468	446	377	382	499	468	463	557	478
Na mmol/kg	80,54	83,27	60,42	97,42	78,07	60,26	47,92	77,64	56,72	83,43
P mmol/kg	13,7	13	11	11,2	12,3	16,8	14,9	12	19,3	13,5
S mmol/kg	26,77	27,57	29,49	27,51	29,72	27,9	27,25	25,61	35,88	33,03
Sr µmol/kg	125	121	150	150	129	129	94	150	100	130
Ti µmol/kg	259	212	469	281	264	360	349	348	378	416
Zn µmol/kg	140	170	149	182	138	212	183	237	245	189
Tungmetaller										
Pb mg/kg	0,26	0,20	0,33	0,31	0,28	0,24	0,31	0,28	0,19	1,14
Ni mg/kg	0,84	1,68	1,18	0,62	0,93	1,39	1,50	1,07	1,30	2,86
Zn mg/kg	10,90	5,56	9,96	8,84	5,72	14,23	15,24	13,01	12,29	19,21
Hg mg/kg	0,017	0,009	0,017	0,023	0,017	0,027	0,026	0,020	0,017	0,033

**Vedlegg 7. Jordsmonnsvariabler fra jordprøver i krekinghei på Forsøl og Stangnes i 2018. Ekst-
raherbare elementer (næringsvariabler) og total innhold av tungmetaller.**

Lokalitet	Forsøl						Stangnes					
Prøvenummer	A1	A2	A3	A4	A5	A6	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Næringsvariabler												
Gl-tap %	96,99	96,97	96,95	97,48	96,08	96,76	95,95	86,09	92,81	95,39	88,14	80,58
pH-vann	4,56	4,12	4,17	4,21	4,37	4,19	4,29	4,32	4,3	4,28	4,28	4,28
pH-CaCl ₂	3,57	3,24	3,29	3,3	3,38	3,33	3,43	3,45	3,42	3,44	3,47	3,52
KjN mmol/kg	728	810	811	691	751	845	904	928	911	964	950	848
H mmol/kg	66,8	102,6	93,4	99,7	95,5	88	88	80,8	92,6	81	71,8	60,4
Al mmol/kg	1,86	1,26	1,58	0,86	1,34	1,15	2,8	5,35	3,2	1,3	2,25	2,02
Ba µmol/kg	394,6	196,6	229,1	198,1	181,3	175,5	341,1	344,2	409,6	448,4	376,7	366,3
Ca mmol/kg	87,52	68,3	73,44	73,54	69,69	66,78	80,32	70,5	85,39	98,51	79,7	74,05
Cd µmol/kg	1,4	1,4	1,7	1,2	1,8	1,4	1,2	1,6	1,1	1	1,2	1,2
Co µmol/kg	14,6	2,9	4,1	1,8	3,4	2,1	14,8	39,2	30,9	10,7	21,1	17,8
Fe mmol/kg	0,119	0,172	0,175	0,116	0,167	0,185	0,34	0,67	0,423	0,239	0,479	0,513
K mmol/kg	14,91	19,25	17,18	19,43	21,74	20,35	22,26	19,68	22,12	20,95	20,21	18,31
Mg mmol/kg	87,26	64,42	72,61	63,56	75,24	68,36	75,12	65,98	73,08	78,31	72,31	59,14
Mn mmol/kg	0,665	1,342	0,997	1,944	1,142	1,366	0,973	1,005	1,503	1,401	0,879	1,247
Na mmol/kg	14,9	14,3	16,2	14	17,5	14,4	12	12,4	13,3	11,9	12	9,4
Ni µmol/kg	28,6	20	19,8	17,7	20	16,5	34,4	40,1	39,4	32,7	32	39,6
P mmol/kg	2,9	3,96	3,57	3,1	3,83	4,23	4,34	4,21	4,11	4,46	4,51	3,38
Pb µmol/kg	2,9	4	4,5	3,4	4,3	5,4	6,1	10	17	11,7	7,9	3,5
S mmol/kg	1,78	2,24	1,77	2,03	1,93	1,9	2,69	2,62	2,6	2,56	2,43	2,35
Si µmol/kg	592	607	612	590	759	566	638	779	764	612	735	581
Sr µmol/kg	707	395,8	461,8	363,8	451,6	424,8	508,4	473	529,3	550,7	498,2	395
Zn µmol/kg	220	232	242	234	237	229	252	241	283	287	276	220
Kap mmol(+)/kg	447,5	404,3	420,9	411,2	426,9	395,8	435,2	387,9	448	470,4	409,8	357
Basem %	84,8	74	77,3	74,8	77,1	77,1	79,3	78,7	78,7	82,2	82,1	82,4
Tungmetaller												
Pb mg/kg	13,8	14,9	15	11,6	14,4	11,3	82,1	70,7	459,1	95,8	28,7	24,5
Ni mg/kg	5,49	3,65	3,1	2,78	3,61	2,88	6,54	6,99	6,15	6,92	6,72	10,6
Zn mg/kg	20,6	17,4	21,2	20	21,3	32,1	23,7	25,7	22,7	24,9	27,6	27,1
Hg mg/kg	0,255	0,272	0,3	0,26	0,249	0,238	0,368	0,292	0,32	0,359	0,28	0,33

Vedlegg 8. Jordsmonnsvariabler fra jordprøver i myr på Forsøl og Stangnes i 2018. Ekstraherbare elementer (næringsvariabler) og total innhold av tungmetaller.

Lokalitet	Forsøl						Stangnes					
Prøvenummer	B1	B2	B3	B4	B5	B6	D1	D2	D3	D4	D5	D6
Næringsvariabler												
Gl-tap %	94,78	95,75	94,16	95,69	92,61	89,52	96,49	95,66	94	94	93,68	93,56
pH-vann	5,56	5,31	4,67	4,81	4,86	5,43	4,81	4,81	5,35	4,88	4,62	4,77
pH-CaCl ₂	4,71	4,47	3,65	3,8	3,88	4,6	3,79	3,79	4,59	4,12	3,79	4,09
KjN mmol/kg	906	888	774	789	940	1425	580	636	1010	1052	1128	1205
H mmol/kg	10	17,5	81,7	74,2	83,1	12	89,9	93,7	13,7	35,2	50,5	32,7
Al mmol/kg	0,3	0,45	1,87	2,27	7,85	1,4	2,67	3,35	0,51	1,29	2,3	1,26
Ba µmol/kg	679,2	487,7	378,8	368,1	630,4	659,1	233,6	264,1	311,6	275,3	247,9	280,5
Ca mmol/kg	164,9	125,7	74,24	108,4	101,5	121,2	114,7	127,3	203,2	155,6	101,3	168,7
Cd µmol/kg	1	0,8	1,1	4,2	1,8	0,9	0,1	1,4	1	1,7	1,3	2
Co µmol/kg	14,9	14,1	27,4	17,6	42,9	148,1	28,5	60,7	22,9	41	34,8	48,1
Fe mmol/kg	0,072	0,159	3,059	1,203	4,14	0,2	1,343	1,985	0,214	0,371	0,672	0,242
K mmol/kg	12,72	16,71	24,93	18,32	19,52	13,26	18,82	22,56	17,19	17,41	14,59	13,97
Mg mmol/kg	120,3	117,8	79,39	116,1	108,2	79,84	93,33	95,71	95,98	81,26	66,76	87,42
Mn mmol/kg	1,501	0,6	0,938	0,541	0,288	5,096	0,536	0,654	1,345	0,828	0,413	0,525
Na mmol/kg	19,1	19,6	18,8	20,8	20,3	19	19,5	20,1	19,2	17,2	15,3	17
Ni µmol/kg	16,9	13	26	27,9	41,9	27,8	26,6	30,5	12	20,8	31,5	22,1
P mmol/kg	2,36	2,38	4,57	4,43	1,06	0,77	3,69	3,19	2,54	2,55	2,53	2,81
Pb µmol/kg	2,6	8,7	11,8	10	57	4,7	14,5	10,7	8,7	8,6	42	6,9
S mmol/kg	1,84	1,98	2,53	3,66	2,52	3,18	1,9	2,63	2,75	2,41	2,34	3,84
Si µmol/kg	2297	1649	2675	2250	2815	2205	1864	2289	2315	1760	1339	1673
Sr µmol/kg	889,6	712,7	518,5	661	603,7	645,1	497,2	539,2	581,2	553,8	472,8	575,2
Zn µmol/kg	186	135	310	202	252	89	208	184	95	125	117	113
Kap mmol(+)/kg	615,2	542,1	434,5	563,3	542,9	456,4	545,3	583,6	651,1	545,1	417,3	577
Basem %	97,9	96,6	80,8	86,6	84,6	95,1	83,3	83,7	97,5	93,2	87,7	94,1
Tungmetaller												
Pb mg/kg	12,8	50,4	56,6	56,8	258,2	24,9	29,3	35,6	37,1	29,4	108,1	37,8
Ni mg/kg	6,53	4,12	2,53	2,43	5,34	10,23	5,76	3,67	4,11	4,14	5,06	2,39
Zn mg/kg	30,1	18,7	23,1	14,9	20,5	15	16	16,1	10,2	15,1	12	13,2
Hg mg/kg	0,149	0,1	0,087	0,09	0,141	0,159	0,154	0,098	0,139	0,136	0,139	0,072

Vedlegg 9. PAH-verdier i jord fra kreklinghei i 2018 (ng/g). Sum (mulig) kreftfremkallende er fra 16 EPA PAH-er. - = verdier under deteksjonsgrense.

Lokalitet	Forsøl						Stangnes					
Prøvenummer	A1	A2	A3	A4	A5	A6	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Naphtalene ¹	-4,54	-4,54	-4,54	-4,54	-4,54	-4,54	-23,80	-23,80	-23,80	-23,80	6,82	-23,80
Acenaphthylene ¹	-0,34	-0,34	-0,34	-0,34	-0,34	-0,34	1,24	1,00	1,11	1,65	-0,68	-0,70
Acenaphthene ¹	-0,70	-0,70	-0,70	-0,70	-0,70	-0,70	2,41	2,60	2,74	2,93	-1,46	2,91
Fluorene ¹	1,13	1,29	1,05	1,17	1,09	1,18	8,19	10,20	7,40	9,19	2,98	-7,36
Phenanthrene ¹	7,52	13,40	6,49	10,40	7,37	6,96	70,30	59,90	30,70	69,60	11,80	80,70
Anthracene ¹	0,31	0,35	0,28	0,31	0,35	-0,23	2,00	1,28	1,44	1,33	-0,23	0,83
Fluoranthene ^{1,3}	10,10	23,60	10,60	11,30	10,10	8,75	108,00	58,30	54,60	81,80	2,65	85,70
Pyrene ¹	6,94	19,10	8,41	7,36	7,69	6,69	74,30	40,90	50,30	54,90	4,23	52,10
Benz(a)anthracene ^{1,2,4}	2,59	5,08	2,99	2,44	2,69	2,78	18,80	10,50	8,48	12,70	0,30	7,63
Chrysene ^{1,4}	5,52	10,40	6,82	6,78	5,62	7,65	54,20	32,80	46,20	43,50	0,48	30,30
Benzo(b)fluoranthenes ^{1,2,3,4}	8,97	14,40	11,60	9,04	9,39	7,42	79,10	62,00	38,90	73,30	-0,13	41,70
Benzo(k)fluoranthenes ^{1,2,3}	3,72	6,42	4,56	3,59	3,78	3,06	28,40	20,10	14,60	25,20	-0,14	15,00
Benzo(a)pyrene ^{1,2,3,4}	5,03	9,43	5,67	1,99	5,25	3,91	34,20	22,00	14,20	29,70	-0,13	18,10
Indeno(1,2,3-cd)pyrene ^{1,2,3}	6,83	10,70	7,95	7,32	7,76	5,68	49,20	39,00	25,10	48,20	-0,17	25,50
Dibenzo(ah)anthracene ^{1,2}	1,06	1,43	1,26	0,69	1,28	1,04	7,52	5,65	2,62	6,11	-0,22	3,30
Benzo(ghi)perylene ^{1,3}	7,42	11,60	9,03	8,13	8,55	6,04	53,90	44,30	27,80	54,20	-0,19	30,70
Sum 16 EPA PAH ¹	61,56	121,62	71,13	64,93	65,33	55,34	567,96	386,73	302,39	490,51	25,89	362,61
Sum kreftfremkallende ²	28,20	47,46	34,03	25,07	30,15	23,89	217,22	159,25	103,90	195,21	-0,51	111,23
Sum Borneff 6 ³	42,07	76,15	49,41	41,37	44,83	34,86	352,80	245,70	175,20	312,40	1,89	216,70
Sum 4 PAH ⁴	22,11	39,31	27,08	20,25	22,95	21,76	186,30	127,30	107,78	159,20	0,51	97,73

Vedlegg 10. PAH-verdier i jord fra myr i 2018 (ng/g). Sum (mulig) kreftfremkallende er fra 16 EPA PAH-er. - = verdier under deteksjonsgrense.

Lokalitet	Forsøl						Stangnes					
Prøvenummer	B1	B2	B3	B4	B5	B6	D1	D2	D3	D4	D5	D6
Naphtalene ¹	-4,54	-4,54	-4,54	-4,54	24,50	-47,60	-23,80	-4,54	-4,54	-4,54	-4,54	-4,54
Acenaphthylene ¹	-0,34	-0,34	-0,34	-0,48	-1,45	-2,40	-0,57	-0,34	-0,34	-0,34	-0,34	-0,34
Acenaphthene ¹	-0,70	-0,70	-0,70	-1,06	4,12	-5,94	-2,26	-0,70	-0,70	-0,70	-0,70	-0,70
Fluorene ¹	0,82	0,98	0,89	3,68	10,70	33,10	7,43	1,52	0,64	1,18	0,67	2,29
Phenanthrene ¹	3,34	5,26	2,89	11,70	48,20	42,90	70,90	12,80	2,35	12,90	3,86	17,20
Anthracene ¹	-0,23	-0,23	-0,23	-0,23	1,54	2,01	0,86	-0,23	-0,23	-0,23	-0,23	0,27
Fluoranthene ^{1,3}	2,80	4,65	-1,52	2,21	28,50	62,00	78,00	2,79	1,55	4,14	3,18	2,02
Pyrene ¹	2,78	3,49	1,15	1,33	22,90	44,10	50,40	4,48	1,26	2,48	2,79	1,37
Benz(a)anthracene ^{1,2,4}	0,64	1,13	0,17	0,31	6,00	17,40	9,52	0,18	0,35	0,34	0,58	-0,16
Chrysene ^{1,4}	1,50	2,27	0,54	0,80	19,50	35,60	33,60	0,58	0,72	0,83	1,27	0,37
Benzo(b)fluoranthenes ^{1,2,3,4}	2,58	5,68	0,80	1,66	57,30	197,00	53,50	0,74	1,92	1,83	2,66	0,46
Benzo(k)fluoranthenes ^{1,2,3}	0,89	1,48	0,26	0,54	13,20	27,90	17,90	0,26	0,56	0,55	0,83	0,17
Benzo(a)pyrene ^{1,2,3,4}	1,12	1,80	0,37	0,70	11,50	29,80	20,50	0,40	0,70	0,70	1,13	0,27
Indeno(1,2,3-cd)pyrene ^{1,2,3}	1,89	4,47	0,60	1,31	47,10	131,00	30,30	0,66	1,64	1,65	2,33	0,36
Dibenzo(ah)anthracene ^{1,2}	-0,22	0,61	-0,22	-0,22	5,60	15,00	4,49	-0,22	0,26	0,26	0,36	-0,22
Benzo(ghi)perylene ^{1,3}	2,28	4,49	0,81	1,59	44,10	101,00	34,00	1,20	1,82	1,81	2,56	0,72
Sum 16 EPA PAH ¹	14,60	30,49	0,92	19,29	343,31	682,87	384,76	19,58	7,96	22,86	16,40	19,51
Sum possibly carcinogenic ²	6,90	15,17	1,98	4,30	140,70	418,10	136,21	2,02	5,44	5,34	7,89	0,86
Sum Borneff 6 ³	11,56	22,57	1,32	8,02	201,70	548,70	234,20	6,05	8,19	10,68	12,69	3,99
Sum 4 PAH ⁴	5,84	10,88	1,87	3,47	94,30	279,80	117,12	1,91	3,69	3,70	5,64	0,92

Vedlegg 11. PAH-verdier i reinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) i 2018 (ng/g). Sum (mulig) kreftfremkallende er fra 16 EPA PAH-er. - = verdier under deteksjonsgrense.

Lokalitet	Forsøl					Stangnes				
Prøvenummer	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Naphtalene ¹	-15,10	-15,10	-15,10	-15,10	-15,10	-11,10	-9,09	-13,50	-13,50	-13,70
Acenaphthylene ¹	-1,13	-1,13	-1,13	-1,13	-1,13	-0,82	-0,68	-1,00	-1,00	-1,02
Acenaphthene ¹	-2,34	-2,34	-2,34	-2,34	-2,34	-1,72	-1,41	-2,08	-2,08	-2,12
Fluorene ¹	1,98	2,43	-1,76	2,41	2,27	2,92	3,11	2,86	3,10	4,76
Phenanthrene ¹	15,80	10,90	18,60	18,30	12,30	15,50	19,60	16,70	22,00	33,90
Anthracene ¹	-0,78	-0,78	-0,78	-0,78	-0,78	-0,57	-0,47	-0,69	-0,69	-0,71
Fluoranthene ^{1,3}	5,56	5,84	5,81	6,73	5,38	10,60	10,90	9,15	8,26	11,10
Pyrene ¹	4,40	6,60	5,10	4,73	4,66	3,22	5,32	4,00	3,85	4,60
Benz(a)anthracene ^{1,2,4}	-0,54	-0,54	-0,54	-0,54	-0,54	-0,39	-0,32	-0,48	-0,48	-0,49
Chrysene ^{1,4}	-0,73	-0,73	-0,73	-0,73	-0,73	0,57	0,64	-0,65	0,66	1,13
Benzo(b)fluoranthenes ^{1,2,3,4}	0,73	0,94	0,76	0,78	0,68	0,80	0,73	0,68	0,62	1,46
Benzo(k)fluoranthenes ^{1,2,3}	-0,47	-0,47	-0,47	-0,47	-0,47	-0,34	-0,28	-0,42	-0,42	0,53
Benzo(a)pyrene ^{1,2,3,4}	-0,41	-0,41	-0,41	-0,41	-0,41	-0,30	-0,25	-0,37	-0,37	0,69
Indeno(1,2,3-cd)pyrene ^{1,2,3}	-0,58	-0,58	-0,58	-0,58	-0,58	-0,43	-0,35	-0,52	-0,52	0,69
Dibenzo(ah)anthracene ^{1,2}	-0,75	-0,75	-0,75	-0,75	-0,75	-0,55	-0,45	-0,67	-0,67	-0,68
Benzo(ghi)perylene ^{1,3}	-0,62	0,73	-0,62	-0,62	-0,62	0,60	0,61	0,65	-0,55	1,01
Sum 16 EPA PAH ¹	70,41	95,30	54,65	9,49	1,83	17,98	27,61	13,66	96,61	91,66
Sum possibly carcinogenic ²	-2,02	-1,82	-1,99	-1,97	-2,07	-1,21	-0,93	-1,77	-1,83	2,20
Sum Borneff 6 ³	4,21	6,04	4,48	5,43	3,98	10,93	11,36	9,17	7,02	15,48
Sum 4 PAH ⁴	-0,95	-0,75	-0,92	-0,90	-1,00	0,68	0,79	-0,82	0,43	2,79

Vedlegg 12. PAH-verdier i rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) i 2018 (ng/g). Sum (mulig) kreftfremkallende er fra 16 EPA PAH-er. - = verdier under deteksjonsgrense.

Lokalitet	Forsøl					Stangnes				
Prøvenummer	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Naphtalene ¹	-23,90	-10,70	-10,70	-10,90	-9,88	-12,10	-11,20	-11,10	-25,20	-18,70
Acenaphthylene ¹	-1,78	-0,80	-0,80	-0,81	-0,74	-0,90	-0,83	-0,82	-1,88	-1,40
Acenaphthene ¹	-3,70	-1,66	-1,66	-1,68	-1,53	-1,88	-1,73	-1,72	-3,91	-2,90
Fluorene ¹	3,32	1,63	1,43	1,72	1,42	2,80	2,03	2,34	3,21	-2,17
Phenanthrene ¹	17,60	9,21	6,89	10,90	5,13	27,80	22,50	24,70	16,10	9,48
Anthracene ¹	-1,24	-0,55	-0,55	-0,56	-0,51	-0,63	-0,58	-0,57	-1,30	-0,97
Fluoranthene ^{1,3}	-7,98	5,54	-3,57	4,09	-3,29	4,09	4,67	4,69	-8,42	-6,25
Pyrene ¹	-5,68	-2,54	2,89	10,30	3,46	-2,88	-2,65	-2,63	-5,99	-4,45
Benz(a)anthracene ^{1,2,4}	-0,85	0,58	-0,38	-0,39	-0,35	-0,43	-0,40	-0,39	-0,90	-0,67
Chrysene ^{1,4}	-1,16	0,97	-0,52	-0,53	-0,48	-0,59	-0,54	-0,54	-1,22	-0,91
Benzo(b)fluoranthenes ^{1,2,3,4}	-0,41	0,80	-0,18	0,23	0,29	-0,21	0,28	0,28	-0,43	0,46
Benzo(k)fluoranthenes ^{1,2,3}	-0,74	-0,33	-0,33	-0,34	-0,31	-0,38	-0,35	-0,34	-0,78	-0,58
Benzo(a)pyrene ^{1,2,3,4}	-0,65	-0,29	-0,29	-0,30	-0,27	-0,33	-0,30	-0,30	-0,69	-0,51
Indeno(1,2,3-cd)pyrene ^{1,2,3}	-0,92	-0,41	-0,41	-0,42	-0,38	-0,47	-0,43	-0,43	-0,97	-0,72
Dibenzo(ah)anthracene ^{1,2}	-1,18	-0,53	-0,53	-0,54	-0,49	-0,60	-0,55	-0,55	-1,25	-0,93
Benzo(ghi)perylene ^{1,3}	-0,98	-0,44	-0,44	0,52	-0,41	-0,50	-0,46	-0,45	-1,04	-0,77
Sum 16 EPA PAH ¹	-30,26	0,48	-9,15	11,30	-8,33	12,81	9,47	12,16	-34,67	69,72
Sum possibly carcinogenic ²	-4,75	-0,18	-2,13	-1,75	-1,51	-2,41	-1,75	-1,74	-5,02	-2,95
Sum Borneff 6 ³	-11,69	4,87	-5,22	3,79	-4,36	2,21	3,41	3,44	-12,34	-8,37
Sum 4 PAH ⁴	-3,07	2,06	-1,37	-0,98	-0,81	-1,56	-0,96	-0,95	-3,24	-1,63

*Norsk institutt for naturforskning, NINA,
er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og
samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i
Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø,
Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA
Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal,
og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i
Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både fors–kning
og utredning, miljøovervåking, rådgivning og
evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og
erfaring med både naturvitere og sam–funnsvitere
i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene,
samfunnets bruk av naturen og sammenhenger
med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3344-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger