

Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit

Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser i 2013

Per Arild Aarrestad, Jarle W. Bjerke, Claudia Hak, Helene Lunder,
Heidi Elin Myklebost, Kristine Bakke Westergaard & Jens Åström



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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.

Statoils overvåkingsprogram for Snøhvit

Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser i 2013

Per Arild Aarrestad

Jarle W. Bjerke

Claudia Hak

Helene Lunder

Heidi Elin Myklebost

Kristine Bakke Westergaard

Jens Åström

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. 71 s.

Trondheim, februar 2014

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2627-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Per Arild Aarrestad

KVALITETSSIKRET AV

Vegar Bakkestuen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Statoil

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Heike Moumets, Statoil Hammerfest

FORSIDEBILDE

Melkøya med LNG-skip. Foto: Per Arild Aarrestad

NØKKEWORD

Hammerfest, Melkøya, Kvaløya, LNG-anlegg, forurensing, forsurening, gjødsling, nitrogen, arktisk/alpin vegetasjon, plantevekst, fotosynteseaktivitet, plantekjemi, jordkjemi, polyaromatiske hydrokarboner

KEY WORDS

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

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

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. 71 s.

Petroleumsanlegget på Melkøya utenfor Hammerfest tar imot naturgass fra feltene Snøhvit, Albatross og Askeladd i Barentshavet. Her prosesseres og nedkjøles naturgassen til flytende gass (LNG) for videre distribueringsnett. LNG-anlegget på Melkøya ble startet opp i 2007 og slipper ut karbondioksid (CO₂), nitrogenoksider (NO_x), metan (CH₄), flyktige organiske forbindelser utenom metan (nmVOC), svoveldioksid (SO₂) og hydrogendioksid (H₂S) fra energiproduksjon og prosessanlegg. Utslipp av nitrogen og svovelholdige gasser kan generelt påvirke terrestriske økosystemer ved forsuring og gjødsling av jordsmonn og vegetasjon. 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 gjenanalyse ble utført i 2008 og 2013 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, plantevekst, fotosynteseaktivitet og kjemisk innhold av planter og jord i to atskilte naturtyper (næringsfattig kreklinghei og bakkemyr).

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. Plantevekst måles i hvert område på fjellkreking, etasjemose, rusttorvmose og brun fargelav. Individene er beskyttet mot beite av rein ved hjelp av skjermer. Undersøkelse av plantenes vitalitet utføres ved målinger av fotosynteseaktivitet på molte, vanlig duskull, fjellkreking, rusttorvmose og laven storvrenge. 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, utbyttingsskapasitet, basemetning, Pb, Ni og Zn og PAH. De kjemiske analysene av planter og jord utføres av Norsk institutt for skog og landskap og NILU.

Gjenanalysen av vegetasjonens artssammensetning viste svært få endringer i mengdeforhold mellom artene fra 2006 til 2013. Endringene skyldes trolig år til år variasjoner. Det ble heller ikke målt særlige endringer av arter som normalt responderer positivt på nitrogengjødsling, slike som gress og urter. Lav har gått noe tilbake pga. 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.

Veksthastighet av fjellkreking i heia på Forsøl er lavere enn på Stangnes, både i 2008 og 2013, mens veksthastighet av fjellkreking på myr er lik på begge lokalitetene. Veksthastigheten av fjellkreking i heia på Forsøl har økt fra 2008 til 2013. Det er ingen forskjell mellom veksthastighet av brun fargelav og etasjemose på de to lokalitetene, mens veksthastigheten for rusttorvmose er høyest på Forsøl.

Klorofyllfluorescensen hos molte, fjellkreking, duskull, laven storvrenge og rusttorvmose varierte lite mellom lokalitetene, og variasjonen mellom år viste samme trend på begge lokaliteter. Mørkerespirasjon og fotosyntetisk aktivitet var generelt lavere i 2013 enn i 2006 og 2008. Det var

imidlertid ingen forskjeller mellom Forsøl og Stangnes i 2013 og reduksjonen er trolig en regional trend, uavhengig av aktivitetene på Melkøya.

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 Pb har økt noe i reinlav, mens innhold av Ni og Zn har økt både i reinlav og rusttorvmose på begge lokaliteter. Innhold av Hg har gått tilbake fra 2008 til 2013, både i reinlav og rusttorvmose på begge lokaliteter. 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 2013. Innhold av N har økt i svakt fra 2008 til 2013 på Forsøl og gått noe tilbake på Stangnes. Basemetning og 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 2013 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 2013 på begge lokaliteter. PAH-verdiene i jord økte i 2008 pga. utslipp av sot fra bedriften vinteren 2008, men har gått tilbake til normale nivåer. 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 syv 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 hvert år, og vi anbefaler årlige målinger av plantevekst og PAH-analyser av jord. Full gjenanalyse 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.

Per Arild Aarrestad. NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

(per.a.aarrestad@nina.no).

Jarle W. Bjerke. NINA, Framsenteret, 9296 Tromsø.

Claudia Hak. NILU, Postboks 100 2027 Kjeller.

Helene Lunder. NILU, Postboks 100 2027 Kjeller.

Heidi Elin Myklebost, NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Kristine Bakke Westergaard. NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Jens Åström. NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Abstract

Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Hak, C., Lunder, H., Myklebost, H.E., Westergaard, K.B. & Åström, J. 2014. Statoil's environmental monitoring program for Snøhvit. Monitoring of vegetation and soil – reanalyses in 2013. - NINA Report 1017. 71 pp.

The petroleum plant at Melkøya outside Hammerfest 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. The LNG plant was initialized in 2007 and is now operated by Statoil. The plant emits carbon dioxide (CO₂), nitrogen oxides (NO_x), methane (CH₄) and other volatile organic compounds (nmVOC), sulphur dioxide (SO₂) and hydrogen dioxide (H₂S) to the air from energy production and processing constructions. 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 and 2013 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 north-eastern 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, plant growth, photosynthetic activity 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. Plant growth is measured at each site on *Empetrum hermaphroditum* ssp. *nigrum*, the mosses *Hylocomium splendens* and *Sphagnum fuscum*, and the lichen *Parmelia omphalodes*. The plants are protected from grazing reindeers by use of small exclosures.

Photosynthetic activity is measured on *Rubus chamaemorus*, *Eriophorum angustifolium*, *Empetrum hermaphroditum* ssp. *nigrum*, *Sphagnum fuscum* and *Nephroma arcticum*. *Cladonia arbuscula/mitis* and *Sphagnum fuscum* are analysed for nutrient elements, Kjeldahl-nitrogen, Pb, Ni, Zn and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH). The soil at each habitat is analysed for pH, Kjeldahl-nitrogen, exchangeable elements, cation exchange capacity, base saturation, total Pb, Ni, Hg, Zn and PAH. Chemical analyses are carried out by the Norwegian Forest and Landscape Institute and at NILU.

The re-analysis of plant species composition showed very few changes in the proportions between species from 2006 to 2013. The changes are probably due to year to year variations. No significant changes of species that normally responds favourably to nitrogen fertilization, such as grasses and herbs, 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 growth rate of *Empetrum nigrum* in the heathland is lower at Forsøl than at Stangnes, both in 2008 and 2013, while the growth rate of the same species on mire is the same at both sites. The growth rate of *Empetrum* in the heathland at Forsøl has increased from 2008 to 2013. There is no difference between the growth rate of *Parmelia omphalodes* and *Hylocomium splendens* at the two sites, while the growth rate of *Sphagnum fuscum* is highest at Forsøl.

The chlorophyll-fluorescence measurements of *Rubus chamaemorus*, *Empetrum nigrum*, *Eriophorum vaginatum*, *Nephroma arcticum* and *Sphagnum fuscum* showed minor variations between sites, and the variation between years showed the same trend at both localities. The

dark respiration and the photosynthetic activity were generally lower in 2013 than in 2006 and 2008. However, there were no differences between Forsøl and Stangnes in 2013. Thus the reduction is probably a regional trend, regardless of the activities on Melkøya.

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 Pb content increased slightly in *Cladonia*, while the content of Ni and Zn increased in both *Cladonia* and *Sphagnum* at both sites. The Hg content has declined from 2008 to 2013, 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 2013. Total N in soil has increased slightly from 2008 to 2013 at Forsøl and declined somewhat at Stangnes. The base saturation and 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 and Zn content in soil has generally increased from 2006 to 2013 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 2013 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 has returned to normal levels. 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, photosynthetic activity and soil nutrient status in the influenced area, even after seven 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 year, and we recommend annual measurements of plant growth and PAH analyses of the soil. Full re-analysis 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.

Per Arild Aarrestad. NINA, P.O. Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, NORWAY.
(per.a.aarrestad@nina.no).

Jarle W. Bjerke. NINA, Fram Centre, NO-9296 Tromsø, NORWAY.

Claudia Hak. NILU, P.O. Box 100, NO-2027 Kjeller, NORWAY.

Helene Lunder. NILU, P.O. Box 100, NO-2027 Kjeller, NORWAY.

Heidi Elin Myklebost. NINA, P.O. Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, NORWAY.

Kristine Bakke Westergaard. NINA, P.O. Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, NORWAY.

Jens Åström. NINA, P.O. Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, NORWAY.

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Sammendrag | 3 |
| Abstract | 5 |
| Innhold | 7 |
| Forord | 9 |
| 1 Innledning | 10 |
| 2 Områdebeskrivelse | 12 |
| 2.1 Overvåkingsområder, naturgrunnlag og vegetasjon | 12 |
| 2.2 Ytre påvirkningsfaktorer | 14 |
| 3 Overvåkingsdesign, materiale og metoder | 15 |
| 3.1 Analyser av vegetasjonens artssammensetning | 15 |
| 3.1.1 Analysefelt, analyseruter og oppmerking | 15 |
| 3.1.2 Analyser av arter, artsmengde og vegetasjonsstruktur | 16 |
| 3.1.3 Nomenklatur | 16 |
| 3.2 Plantevekst | 16 |
| 3.2.1 Lengdevekst av fjellkrekling og etasjemose | 17 |
| 3.2.2 Lengdevekst av rusttorvmose | 17 |
| 3.2.3 Lengdevekst av brun fargelav | 17 |
| 3.3 Fysiologisk aktivitet (klorofyllfluorescens, fotosyntese og respirasjon) | 18 |
| 3.4 Plantevevsprøver til kjemisk analyse | 19 |
| 3.4.1 Innsamlingsmetodikk | 19 |
| 3.4.2 Kjemiske analyser | 20 |
| 3.5 Jordsmonnsanalyser | 21 |
| 3.5.1 Innsamlingsmetodikk | 21 |
| 3.5.2 Kjemiske analyser | 21 |
| 3.6 Statistisk bearbeiding | 22 |
| 4 Resultater og diskusjon | 23 |
| 4.1 Flora og vegetasjonens artssammensetning | 23 |
| 4.1.1 Vegetasjonstyper | 23 |
| 4.1.2 Endringer i antall arter fra 2006 til 2013 | 23 |
| 4.1.3 Endringer i enkeltarters mengde fra 2006-2013 | 24 |
| 4.2 Plantevekst | 27 |
| 4.3 Fotosynteseaktivitet (fluorescens og gassutveksling) | 29 |
| 4.4 Kjemisk innhold i planter | 31 |
| 4.4.1 Endringer av næringsstoffer i plantevev fra 2006 til 2013 | 31 |
| 4.4.2 Endringer av tungmetaller i plantevev fra 2006 til 2013 | 34 |
| 4.4.3 Endringer av PAH i plantevev fra 2006 til 2013 | 37 |
| 4.5 Kjemisk innhold i jord | 39 |
| 4.5.1 Endringer av næringsstoffer i jord fra 2006 til 2013 | 39 |
| 4.5.2 Endringer av tungmetaller i jord fra 2006 til 2013 | 42 |
| 4.5.3 Endringer i PAH i jord fra 2006 til 2013 | 45 |
| 5 Oppsummering og konklusjoner | 47 |
| 5.1 Vegetasjon | 47 |
| 5.2 Plantevekst | 47 |
| 5.3 Fotosynteseaktivitet | 47 |
| 5.4 Plantekjemi | 47 |
| 5.5 Jordkjemi | 48 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 5.6 | Vurdering av overvåkingsprogrammets metodikk og videre overvåking | 48 |
| 5.6.1 | Vedlikehold av felter | 48 |
| 5.6.2 | Vegetasjon | 48 |
| 5.6.3 | Plantevekst..... | 49 |
| 5.6.4 | Fotosynteseaktivitet..... | 49 |
| 5.6.5 | Kjemisk innhold i planter..... | 49 |
| 5.6.6 | Kjemisk innhold i jord..... | 50 |
| 6 | Referanser | 51 |
| 7 | Vedlegg..... | 54 |

Forord

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

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 skog og landskap og NILU bidrar med analyser av plante- og jordsmonnsmateriale og tolkning av endringer i PAH. Bård Pedersen (NINA) takkes for hjelp til statistiske analyser.

Kontaktperson ved Statoil i 2013 har vært Heike Moumets ved Statoil Hammerfest, som takkes for et godt samarbeid.

Trondheim, februar 2014

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), hydrogendioksid (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 2013. Mengde oppgitt i tonn.

| | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 |
|-----------------------|-----------|-----------|---------|-----------|---------|-----------|---------|
| CO₂ | 1 622 977 | 1 356 178 | 805 293 | 1 023 562 | 919 889 | 1 029 233 | 842 766 |
| NO_x | 3 180 | 832 | 438 | 543 | 506 | 550 | 486 |
| SO₂ | 8,59 | 3,76 | 3,59 | 5,07 | 4,43 | 4,96 | 4,27 |
| nmVOC | 2 281 | 1 016 | 748 | 1 435 | 1 207 | 1 186 | 1 138 |
| CH₄ | 3 877 | 1 279 | 744 | 2 950 | 3 074 | 3 016 | 2 845 |

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

Maksimal årsmiddelkonsentrasjon for utslipp av NO₂, NO_x og SO₂ var før oppstart estimert til henholdsvis 1,94 µg/m³, 2,65 µg/m³ og 0,024 µg/m³. Konsentrasjonene 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 (Gjerstad 2006, 2012; Gjerstad & Liu 2010; Liu et al. 2011). Dagens bakgrunnsnivå for total nitrogenavsetning i nærområdet til Hammerfest LNG-anlegg ligger på ca. 285 mg N/m² per år og for svovel ca. 190 mg S/m² per år (Aas et al. 2012, 2013). Dette er svært lave verdier 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 dødt 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. Enger og bakkemyrer 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 Statoil (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 Statoil 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.

Følgende tema inngår i overvåkingsprogrammet:

- Vegetasjonsovervåking av arter, individer og plantesamfunn inkludert kjemiske forbindelser i utvalgte planter, spesielt med fokus på oligotrofe terrestriske plantesamfunn, moser og lav.
- Plantevekst og fotosynteseaktivitet
- 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, etter oppstart av LNG-anlegget, ble det utført en ny analyse etter samme metodikk som i 2006 (Aarrestad et al. 2008). Videre overvåking av vegetasjon er planlagt ved fem års intervaller, med visse justeringer i overvåkingsmetodikk.

Her rapporteres resultatene fra andre gangs gjenanalyse i 2013 med en vurdering av endringer fra 2006 til 2013, 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 Statoil og NINA (**Vedlegg 1** og **2**). Overvåkingsområdene er koordinert med NILUs overvåkingsstasjoner (f.eks. Hak 2013), da eventuelle endringer i vegetasjon og jordkjemi skal kunne relateres til avsetninger av kjemiske elementer fra luft og nedbør. NILUs stasjoner ligger 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.



Figur 1. Terrengskyggekart med lokalteter for overvåkingsområdene Forsøl og Stangnes og LNG-anlegget på Melkøya.

Begge områdene ligger på fattig 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/habitater (**Figur 2** og **3**). Habitat I består av kreklingdominert hei i overgangen mellom rabb og lesidevegetasjon med lite næringskrevende vegetasjon og et mosedominert bunnsjikt med innslag av lav. Habitat II består av sigevannspåvirket myr med totaldominans av torvmoser og innslag av minerotrof vegetasjon av gras, halvgras og urter, men også innslag av lyng. De to habitatene ligger rett ved siden av hverandre innen hvert av overvåkingsområdene.



Figur 2. Overvåkingsområde for kreklinghei på Stangnes (2013). Foto: P.A. Aarrestad.



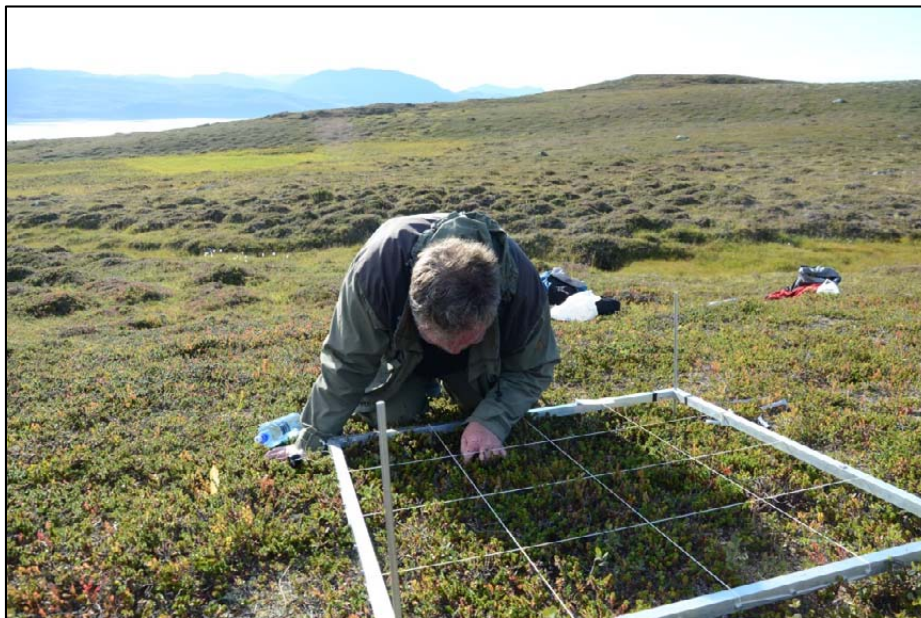
Figur 3. Overvåkingsområde for bakkemyr på Forsøl (2013). Foto: P.A. Aarrestad.

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 3105 i 2011/12 (Reindrifftsforvaltningen 2013), dvs. en økning på 63 %, og altså en betydelig økning i beitetrykk i perioden etter at overvåking 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. 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 gjenanalysen i 2013 ikke observert endringer i slitasje som kunne påvirke vegetasjonsfeltene, men flere av merkepinnene og opplysningsskilt i feltet på Forsøl var tatt bort og brukt til bålbrekking ved rasteplass ved et nærliggende vann.

3 Overvåkingsdesign, materiale og metoder

Innen hvert område utføres det en integrert overvåking av vegetasjonens artssammensetning, plantevekst, forhold mellom plantenes overjordiske og underjordiske biomasse, fotosynteseaktivitet og kjemisk innhold i planter og jord i to atskilte naturtyper. Parameterne overvåkes i fast merkede flater (**Figur 4, Vedlegg 1 og 2**).



Figur 4. Analyse av vegetasjonens artssammensetning i permanente ruter i kreklinghei på Stangnes i 2013. Foto: K.B. Westergaard.

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 Statoils 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. 2011).

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 bakkemyr. 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**).

Kreklingheifeltet på Forsøl ble kalt felt A, bakkemyrfeltet på Forsøl felt B, kreklingheifeltet på Stangnes felt C og bakkemyrfeltet på Stangnes 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 ruteplassing” (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**).

3.1.2 Analyser 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. Disse registreringene danner grunnlag for utregning av artenes smårutefrekvens, som nyttes som kvantitativ angivelse for hver art i analyseruta. I tillegg ble dekningsprosenten (prosjeksjonen 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 gjenanalyse i 2008 fra 4. til 8. august og i 2013 fra 12. til 16. august.

3.1.3 Nomenklatur

Navn på arter følger Lid & Lid (2005) for karplanter og Frisvoll et al. (1995) for bladmoser og levermoser. Vitenskapelige navn på lav følger Santesson et al. (2004). Norske navn på skorpelav følger Holien & Tønsberg (2006), mens norske navn på blad- og busklav følger Krog et al. (1994) (**Vedlegg 4**). *Cladonia* spp. omfatter lavarter, 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*), 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 Plantevekst

Formålet med denne undersøkelsen er å se om en eventuell eutrofiering som følge av utslipp til luft fra anlegget på Melkøya fører til endret vekstrate hos karplanter, moser og lav. Forskning viser at retrospektive studier for å se på vekst tidligere år kan gjøres bl.a. på krekling (*Empetrum nigrum*), jfr. Blomberg (1972), røsslyng (*Calluna vulgaris*) (Carroll et al. 1999) og torvmoser (Clymo 1970, Gunnarsson & Rydin 2000). I 2006 ble det valgt å overvåke vekst hos en lyngart med høy levealder (fjellkreking – *Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*), en moseart i hei (etasjemose – *Hylocomium splendens*) og en moseart i myr (rusttorvmose – *Sphagnum fuscum*), samt en lavart (fjellreinlav – *Cladonia mitis*). Lengdevekst av fjellreinlav ble avsluttet i 2008, og ny lavvekst ble målt på brun fargelav (*Parmelia omphalodes*), se Aarrestad et al. (2008) Feltene for vekstmålinger av fjellkreking, etasjemose og torvmose ble sikret mot beiting og tråkk av rein og sau ved hjelp av skjærmer (**Figur 5**).

3.2.1 Lengdevekst av fjellkrekling og etasjemose

Tjue individer av artene fjellkrekling og etasjemose ble målt og ringmerket i 2006 på hver lokalitet. Individene ble subjektivt valgt ut innenfor rammer på 120 cm × 80 cm. Lokaliseringen for hvert enkelt individ ble målt med tommestokk fra nærmeste to hjørner i rammen, slik at hvert enkelt individ fikk en "koordinat". Lengde av siste årsskudd for fjellkrekling og etasjemose ble målt. Årsskuddene på etasjemose har en svært karakteristisk etasjeliknende oppbygning som er enkel å måle. Ringene som ble festet til 20 utvalgte individer av etasjemose og fjellkrekling i 2006 ble i stor grad gjenfunnet i 2008. I 2013 derimot ble kun et fåtall ringer gjenfunnet på fjellkrekling og ingen på etasjemose. For fjellkrekling sin del så det ut til at mange ringer hadde falt ned til bakken fordi grenene de hang på hadde dødd og brukket av. Vi kjenner til at det har vært en del vegetasjonsskader som følge av vintertørke i regionen (Bokhorst et al. 2009, 2012) og dette kan være årsaken til at mange grener med merkeringer har dødd. Etasjemose setter hvert år et nytt segment, mens eldre segmenter brytes ned. Det er sannsynlig at de segmentene som i 2006 fikk merkeringer i 2013 er delvis nedbrutt og skilt i humusen. Uansett, dette skaper ikke store problemer for måling av lengdevekst, bortsett fra at det i 2013 ikke er individbasert. I stedet ble det foretatt tilsvarende antall målinger i de samme rutene og omtrent på de samme rutekoordinatene som brukt i 2006 og 2008.

3.2.2 Lengdevekst av rusttorvmose

Lengdevekst av rusttorvmose blir utført med den såkalte "crancked wire"-metoden, jfr. Clymo (1970). Tjue bøyde stålstrenger ble satt ned i mosematter på hver lokalitet i 2006, og avstanden fra toppen av strengen ned til overflaten av mosene ble målt. Mosene vokser oppover strengen mens stålstrengen står fast i mosematten. Lengdevekst måles ved gjenanalysen ved å måle hvor mye av strengen som fortsatt er synlig. Ny måling ble utført i 2007, 2008 og 2013. Veksten fra 2006 til 2007 er utgangspunktet for veksthastigheten før oppstart av LNG-anlegget.

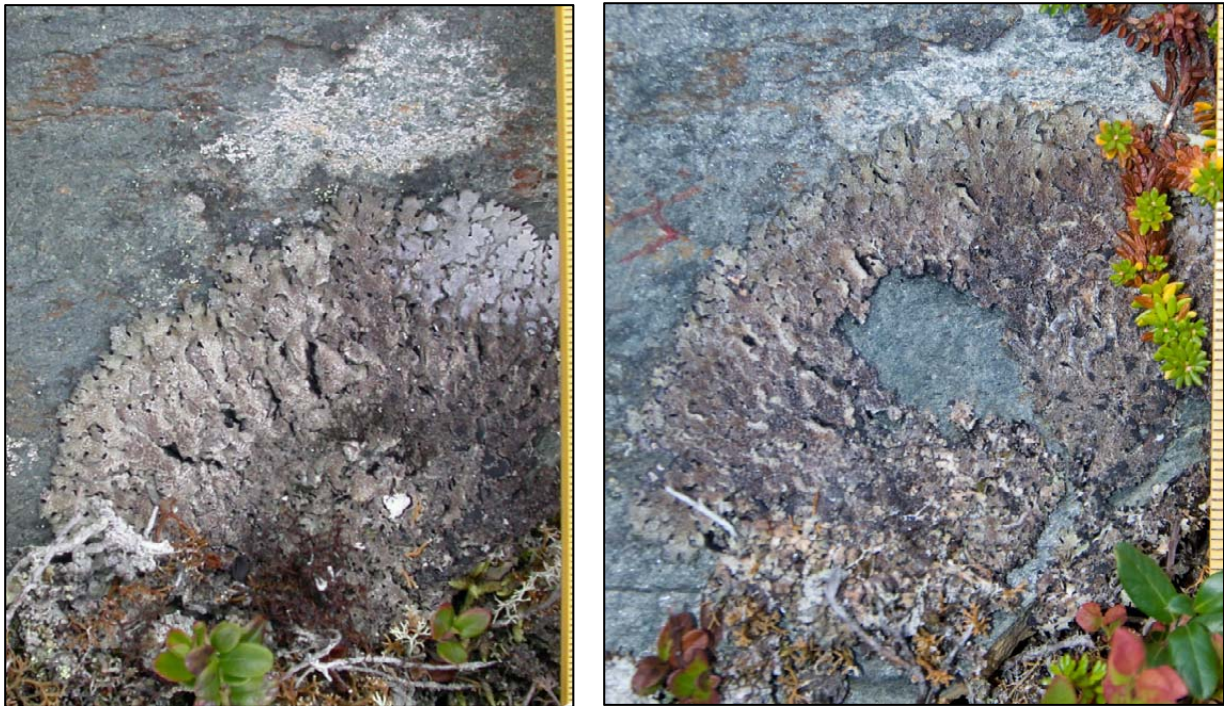


Figur 5. Beskyttelsesskjerm mot reinbeite ved plantevekstmålinger. Foto: P.A. Aarrestad.

3.2.3 Lengdevekst av brun fargelav

Brun fargelav vokser av og til i tilknytning til fuglesteiner, men vi valgte å unngå slike habitat. I 2008 etablerte vi en overvåking av individer som vokser på flate sva uten spesielle biologiske påvirkninger. Ti individer ble valgt ut på hver lokalitet. Hvert individ ble posisjonert ved hjelp av

GPS. I tillegg ble det tatt en rekke bilder, både nærbilder av lavene, samt avstandsbilder. Samtlige individer ble gjenfunnet i 2013. Nærbildene fra 2008 og 2013 er brukt til å måle vekst ved å estimere endring i avstand til faste objekter på flatene, f.eks. karakteristiske kvartskorn e.l. (**Figur 6**). På Forsøl ble overvåkinga etablert på bergene ca. 150-200 m sør for myra som undersøkes. På Stangnes ble et bergutspring ca. 50 m ovenfor skjermet etasjemose-rute valgt. Alle individene er der innenfor et område på ca. 3 m × 2 m. Posisjonsdata og bildenummer er gitt i **Vedlegg 10**. Ulempen med at dette ble etablert i 2008, og ikke i 2006, er at vi ikke kjenner til vekstegenskapene før oppstart av LNG-anlegget.



Figur 6. Individ 4 av brun fargelav (*Parmelia omphalodes*) fra Stangnes fotografert i 2008 (venstre) og 2013 (høyre). Legg merke til hvordan fargelaven fra 2008 til 2013 har vokst over det hvite belegget (som er en skorpelav) og samtidig dør ved basis (stor flekk med bar stein i midten av individet som følge av at døende deler løsner). Flere faste punkter vises som nyttes for beregning av veksthastighet, f.eks. de rustbrune sjatteringene oppe til venstre i bildeutsnittene, og furene i berget som er like på begge bildene. Legg også merke til individet av fjellkreking i øvre venstre bildekant som ikke var der i 2008. Dette individet har en høy andel av brune blader (jmfør diskusjon om vintertørke ovenfor). Foto: J.W. Bjerke.

3.3 Fysiologisk aktivitet (klorofyllfluorescens, fotosyntese og respirasjon)

Formålet med disse undersøkelsene er å overvåke eventuelle endringer i plantenes vitalitet med tanke på utslipp av nitrogen og svovel fra LNG-anlegget. Økt nitrogentilgang kan gi økt stimuli til plantevekst, noe som kan påvirke fysiologisk aktivitet både positivt og negativt, mens stressituasjoner som forsuring kan føre til reduksjon i fotosyntese og dermed reduksjon i plantenes aktivitet og vitalitet.

Fysiologisk aktivitet ble målt på innsamlet materiale av urten molte (*Rubus chamaemorus*), halvgraset vanlig duskull (*Eriophorum angustifolium* ssp. *angustifolium*), lyngarten fjellkreking, mosen rusttorvmose og laven storvrenge (*Nephroma arcticum*). Fra hver lokalitet ble det samlet inn

15 randomiserte prøver av hver art. Feltene innsamlingene ble foretatt i ble i 2006 posisjonert ved hjelp av GPS og samtidig avmerket med blomsterpinner, slik at innsamlingene i 2008 og 2013 kunne foretas i de samme feltene. Umiddelbart etter innsamling ble prøvene fraktet til Hammerfest for målinger av fysiologisk aktivitet. Prøvene ble analysert ved hjelp av det kombinerte klorofyllfluorescens- og gassutvekslingsinstrumentet GFS-3000 (Walz GmbH, Effeltrich, Tyskland). Før målinger av klorofyllfluorescens ble prøvene mørkeadaptert i minimum 15 minutter. Prøvene ble lagt på fuktig papir for å forhindre uttørring før analyse. Klorofyllfluorescens ble målt ved hjelp av en lysimpuls av 2 sekunders varighet. Den maksimale andelen lys som benyttes til fotosyntese, F_v/F_m , indikerer prøvens tilstand. Høye verdier (for karplanter gjerne litt i overkant av 0,8 og for moser og lav noe lavere) viser at plantene ikke er utsatt for spesielle stressvektorer som fører til reduksjon i fotosynteseaktivitet. For mer informasjon på norsk om klorofyllfluorescenseteknikk, se Nybakken et al. (2000).

Gassutveksling (det vil si opptak og utslipp av karbondioksid, CO_2) ble målt på fjellkrekling. Seks prøver fra hver lokalitet ble undersøkt. Prøvene ble først mørkeadaptert i romtemperatur ($20\text{ }^\circ\text{C} \pm 1,5\text{ }^\circ\text{C}$) i minimum 15 minutter for måling av mørkerespirasjon (A_0 ; A for assimilasjonsrate, 0 for lysstyrke). Prøvenes fotosyntesepotensial (A_{1000}) ble målt etter at de hadde vært eksponert for fotosyntetisk aktivt lys med en styrke på $1000\text{ }\mu\text{mol m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ i 22 min. Assimilasjonsrate ble i 2006 analysert per arealenhet. I 2008 gikk vi over til rate per bladvekt, men gjorde samtidig en korrelasjonsanalyse slik at resultatene fra 2006 kunne omgjøres til vektbaserte data (Aarrestad et al. 2008).

3.4 Plantevevsprøver til kjemisk analyse

3.4.1 Innsamlingsmetodikk

Det ble i 2006, 2008 og i 2013 samlet inn fem prøver av lys reinlav/fjellreinlav og fem prøver av rusttorvmose (**Figur 7**) fra hver av de to lokalitetene til kjemisk analyse av miljøgifter (PAH og tungmetaller) og like mange prøver til analyse av kjemisk innhold (Kjeldahl-nitrogen og elementanalyse), totalt 40 prøver hvert år. 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 7. Innsamlingslokalitet for rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*), tue D2 i 2006. Foto: P.A. Aarrestad.

Laven ble i 2006 og 2008 samlet rundt kreklinghei-feltene (felt A og C) 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 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. Posisjonen for hver tue ble stedfestet ved hjelp av GPS. 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.

3.4.2 Kjemiske analyser

Plantevevsprøver til analyse av kjemisk innhold ble tørket i tørkeskap ved 25 °C etter innsamling og deretter analysert ved Norsk institutt for skog og landskap. 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 og 2013 (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 og 2013 (forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av fast materiale ved kalddampgenerering/atomfluorescens-spektrofotometri, CV-AFS). De ulike målenummermetodene reflekterer imidlertid samme type analyser hvert år, og gir sammenlignbare resultater.

Planteprovne til analyse av polyaromatiske hydrokarboner (PAH) utført ved NILU, 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 & Böhnke (1972) etterfulgt av en opprensning på en silika-væskeskromatografikolonne. Hvis nødvendig ble det i tillegg benyttet en miniversjon av Grimmer og Böhnke-metoden (Jaklin 1987). 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, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, sum krysen/trifenylen, sum benzo(b/j/k)fluorantener, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, sum dibenzo(a,c/a,h)antracen og benzo(g,h,i)perylen. Trifenylen, benzo(j)fluoranten og dibenzo(a,c)antracen inngår ikke i EPA 16, men de ble ikke separert fra de komponentene som utgjør EPA 16 med gasskromatografi og rapporteres derfor som sum. Videre er sum «mulig kreftfremkallende PAH» rapportert bestående av benzo(a)antracen, benzo(b/j/k)fluorantener, benzo(a)pyren og indeno(1,2,3-c,d)pyren i henhold til IARC². I tillegg til konsentrasjonen av analyttene ble gjenvinning av intern standard tilsatt prøvene før ekstraksjon bestemt. Kriterier for påvisning var at komponenten hadde korrekt retensjonstid, et

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).

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

signal/støy-forhold større enn 3/1 og at gjenvinningen av intern standard var innenfor de gjeldene grenser.

3.5 Jordsmonnsanalyser

3.5.1 Innsamlingsmetodikk

Det ble i 2006, 2008 og 2013 samlet inn seks jordprøver fra kreklinghei og seks prøver fra bakke-myrr fra hver av de to lokalitetene til kjemisk analyse av miljøgifter (PAH og tungmetaller) og like mange prøver til analyse av næringsinnhold (glødetap, pH, Kjeldahl-nitrogen og elementanalyse), totalt 48 prøver hvert år. Siden gjenanalysen 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 Statoil 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.

3.5.2 Kjemiske analyser

Humusprøver og torvprøver til kjemisk analyse av tilgjengelige plantenæringsstoffer ble tørket ved 25 °C og siktet gjennom 2 mm sikter ved NINA i Trondheim etter innsamling og deretter analysert ved Norsk institutt for skog og landskap 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 utbytbar aciditet (H⁺) og analysert på ICP for utbyttable 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 $CEC_{NH_4NO_3} = \text{utbytbar aciditet (H}^+) + Na^+ + K^+ + Ca^+ + Mg^+ + Mn^+$ (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 og 2013 (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 og 2013 (forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av fast materiale ved kalddampgenerering/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. I 2010 og 2013, etter den ukontrollerte faklingen i 2008 med forhøyede PAH-verdier i jord (Aarrestad et al. 2008), ble jordprøvene også analysert for metyl-naftalener og -fenantrener, da det er kjent at mineralolje inneholder alkylerte PAH. Dette ble gjort for lettere å kunne skille om eventuell akkumulering i jorda stammer fra

utslippet fra petroleumsanlegget på Melkøya eller fra lokal forurensning (f.eks. vedfyring). Vedfyringskomponenten reten ble analysert for å kunne avgjøre hvilken påvirkningsgrad vedfyring fra husstander kunne ha.

3.6 Statistisk bearbeiding

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-testene ble utført i SPSS og er benyttet fordi den sammenligner de samme stedfestede prøvene hvert analyseår (jfr. Sokal & Rohlf 1995, Økland et al. 2001).

Plantevekst

Endringer i lengdevekst fra 2006 og 2008 til 2013 mellom de to lokalitetene ble analysert for hver art ved hjelp av standard ANOVA utført i SPSS.

Fysiologisk aktivitet

Forskjeller i fotosyntese, klorofyllfluorescens og mørkerespirasjon mellom år og lokaliteter ble testet med toveis ANOVA utført i SPSS.

Plantekjemi, jordkjemi

For å se hvorvidt det er signifikante forskjeller i gjennomsnittlig konsentrasjon av de ulike næringsstoffene i planteprøvene, mellom områdene (Forsøl og Stangnes) og år (2006, 2008, 2013), ble det kjørt en toveis ANOVA (ANalysis Of VAriance) ved å benytte funksjonen aov i R versjon 3.0.2 (R Core Team, 2013). En toveis ANOVA estimerer effekten av to uavhengige faktorer (område, år) på en avhengig faktor (grunnstoffet), samt interaksjonseffekten (om det er ulik trend i utviklingen av gjennomsnittskonsentrasjonene i de ulike områdene).

Det er også kjørt en tre-veis ANOVA for kjemiske parametere i jord, der interaksjonene mellom lokalitet, år og vegetasjonstype ble testet, samt en treveis ANOVA for kjemiske parametere i plantevev (organismene mose og lav) for interaksjonene mellom lokalitet, år og organisme.

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. Konstante arter med mindre dekning er blåbær (*Vaccinium myrtillus*), skrubbær (*Chamaepericlymenum suecicum*), graset smyle (*Avellana flexuosa*), bladmosen ribbesigd (*Dicranum scoparium*), levermosen lyngskjeggmoser (*Barbilophozia floerkei*), samt gaffellav (*Cladonia furcata*), syllav (*C. gracilis*) og grå reinlav (*C. rangiferina*). Vegetasjonstypen er lite næringskrevende og typisk for influensområdet på godt drenerte heier i nedkant av eksponerte koller (**Vedlegg 5 og 6**).

Vegetasjonen på de to feltene er nokså lik og har 28 felles arter. Stangnes skiller seg imidlertid noe fra Forsøl ved større dekning av tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og furumose. I tillegg opptrer flere lavarter som tåler sterk vindslitasje, slike som jervskjegg, fjelltagg, bristlav og skjellfittlav (*Alectoria nigricans*, *Bryocaulon divergens*, *Parmelia sulcata*, *Psoroma hypnorum*). Dette skylles trolig det mer eksponerte klimaet på denne lokaliteten.

Bakkemyr

Myrvegetasjonen er fattig til svakt næringskrevende og påvirket av god sigevannstilførsel. Den eneste arten som indikerer noe baserikhet er jåblom (*Parnassia palustris*). Forekomster av bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*) indikerer høyt og jevnt grunnvannsnivå. Vegetasjonstypen er ellers karakterisert av et relativt tett graminidesjikt av vanlig duskull og flaskestarr (*Carex rostrata*) og et lyngsjikt av fjellkrekling med innslag av dvergbjørk (*Betula nana*) (**Vedlegg 7-8**). Bunnsjiktet er dominert av torvmoser, der broddtorvmose og taksonomisk nærstående arter (*Sphagnum fallax*-gruppen) dominerer. Konstante arter med liten dekning er kvitlyng (*Andromeda polifolia*), tranebær (*Oxycoccus* spp.), blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), grasmose (*Straminergon stramineum*) og levermosen frynsemose. 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 mye de samme artene, der 27 arter er felles. Bakkemyra på Forsøl har imidlertid noe mer innslag av tuemyrsarter som molte og torvull (*Eriophorum vaginatum*), mens myra på Stangnes også er karakterisert av et tettere sjikt av fjellkrekling og forekomst av urter som skrubbær og rund soldogg (*Drosera rotundifolia*).

4.1.2 Endringer i antall arter fra 2006 til 2013

Antall registrerte arter i analyserutene i perioden er relativt konstant i begge vegetasjonstypene og på begge lokaliteter (**Tabell 2 og 3, Vedlegg 5 - 8**), 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, Vedlegg 5**). Sprikelundmose (*Brachythecium reflexum*), engkransmose (*Rhytidiadelphus squarrosus*) og nikkemose (*Pohlia nutans*) er forsvunnet fra rutene. I heirutene på Stangnes har lavartene gulskjerpe (*Flavocetraria cucullata*), jervskjegg (*Alectoria nigricans*) og bristlav (*Parmelia sulcata*) forsvunnet fra rutene (**Vedlegg 5**).

Myrrutene er de mest artsrike, men variasjonen i artsforekomster er likevel svært små. Lokaliteten på Stangnes har vist en svak nedgang i antall arter (**Tabell 3, Vedlegg 8**). Artene som er forsvunnet er rund soldogg (*Drosera rotundifolia*), torvull (*Eriophorum vaginatum*) og mosene

ribbesigd (*Dicranum scoparium*) og spriketormose (*Sphagnum squarrosum*). Alle de nevnte artene ble registrert enten som ett enkelt individ i rutene eller hadde en dekning mindre enn 1 %. Slike små variasjoner i artsforekomster er helt vanlig ved gjenanalyser og kan skyldes tilfeldig etablering av arter, at arten har dødd ut eller at den ble oversett ved analysen. Det er foreløpig 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 2013, men dette skyldes trolig at var særdeles tørt under gjenanalysen i 2013, noe som gjør det vanskelig å observere alger på bakken.

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

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

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

| Lokalitet | Myr | | | | | |
|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | Forsøl | | | Stangnes | | |
| År | 2006 | 2008 | 2013 | 2006 | 2008 | 2013 |
| Karplanter | 16 | 19 | 17 | 17 | 16 | 15 |
| Bladmoser | 10 | 10 | 12 | 11 | 10 | 9 |
| Levermoser | 8 | 8 | 8 | 10 | 11 | 11 |
| Totalt | 34 | 37 | 37 | 38 | 37 | 35 |

4.1.3 Endringer i enkeltarters mengde fra 2006-2013

Artssammensetningen og mengdeforholdene mellom artene viser små endringer fra 2006 til 2013 og plantesamfunnene er således stabile (Tabell 4, Figur 8 og 9, Vedlegg 4 - 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 ($p \leq 0,05$). Derfor er alle arter med et sannsynlighetsnivå på 93 % ($p \leq 0,07$) vurdert som arter med tydelige endringer i Tabell 4.

Noen få arter viser små, men signifikante endringer (Tabell 4, Vedlegg 4 – 7). I kreklingheia på Forsøl har graset smyle (*Avenella flexuosa*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og syllav (*Cladonia gracilis*) gått svakt tilbake, mens tråddraugmose (*Anastrophyllum minutum*) har økt i mengde.

I kreklingheia på Stangnes har lavartene gaffellav (*Cladonia furcata*), lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula/mitis*) gått signifikant tilbake, sammen med fjellkrekling (*Empetrum nigrum*), furumose (*Pleurozium schreberi*), og blomsterlav (*Cladonia bellidiflora*), de tre 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 småtranebær (*Oxycoccus microcarous*) en signifikant framgang, mens dvergbjørk (*Betula nana*) og torvull (*Eriophorum vaginatum*) vise en nær signifikant tilbakegang. Skartorvmose (*Sphagnum riparium*) og levermosene broddglefsemose (*Cephalozia bicuspidata*) og frynsemose (*Ptilidium ciliare*) viser en nær signifikant fremgang, der frynsemose har gått spesielt fram fra 2008 til 2013. I myra på Stangnes viser småtranebær og frynsemosen den samme framgang som på Forsøl.



Figur 8. Vegetasjon i analyserute A1 fra kreklingheia på Forsøl i 2006, 2008 og 2013.



Figur 9. Vegetasjon i analyserute D4 fra myrfeltet på Stangnes i 2006, 2008 og 2013.

Små variasjoner i artsmengder er helt vanlig ved gjenanalyser 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. I 2013 var vegetasjonen preget av at vekstsesongen begynte tidligere på året enn normalt med en særdeles varm forsommer. Ved analysen i medio august var derfor karplantene stedvis redusert i mengde av en tidligere nedvisning enn normalt.

De små signifikante endringene i artsmengde mellom lokalitetene viser ingen tilknytning til kjente effekter av eventuelt økt nitrogentilførsel som økte graminidevekst og nedgang i lavvekst. Tvert imot har graminideveksten på den mest belastede lokaliteten (Forsøl) gått noe tilbake, men dette skyldes høyst sannsynlig en tidligere høst for plantene. Nedgangen i lavmengde i rutene er størst på Stangnes, som er den minst belastede lokaliteten. Nedgang i lavmengde skyldes derfor høyst sannsynlig et økende beitepress fra reinsdyr.

Det er således ingen indikasjon 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.

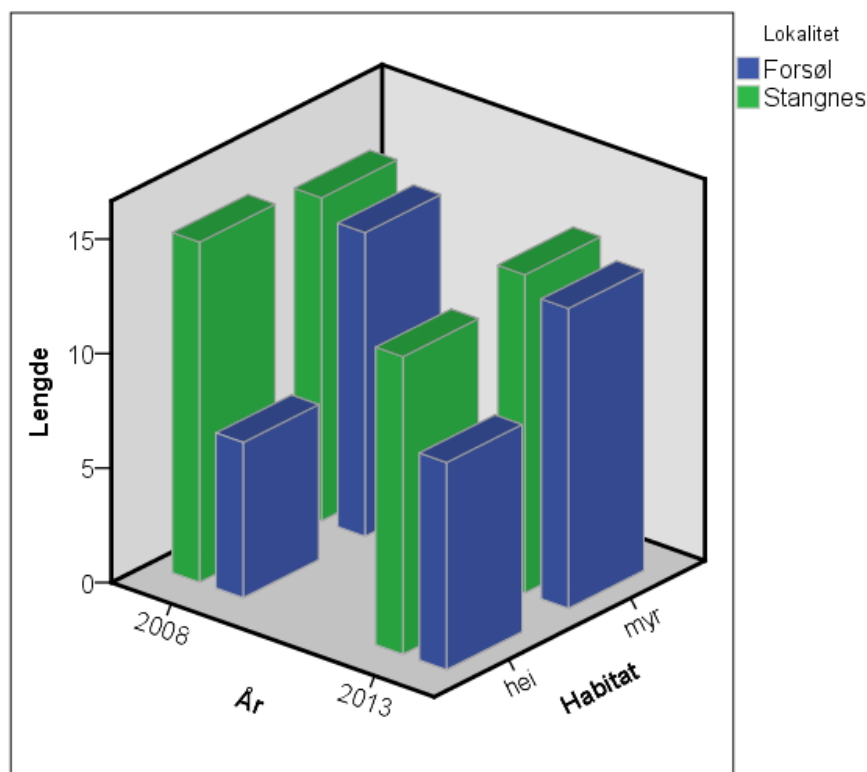
Tabell 4. Arter som viser statistisk signifikante og nær signifikante endringer i prosent dekning eller i frekvens av arter fra 2006 til 2013 og fra 2008 til 2013. *n-*: antall prøveflater der arten avtok, *n+*: antall prøveflater der arten økte i mengde. *R* = endringsretning. *p* angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet).

| | 2006-2013 | | | | | | | | 2008-2013 | | | | | | | |
|---------------------------------|-----------|----|---|--------------|----------|----|---|--------------|-----------|----|---|--------------|----------|----|---|--------------|
| | Prosent | | | | Frekvens | | | | Prosent | | | | Frekvens | | | |
| | n- | n+ | R | p | n- | n+ | R | p | n- | n+ | R | P | n- | n+ | R | p |
| Forsøl - hei | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Smyle</i> | | | | | 5 | 0 | - | 0,043 | | | | | 5 | 0 | - | 0,042 |
| <i>Furumose</i> | 5 | 1 | - | 0,046 | | | | | 4 | 0 | - | 0,066 | | | | |
| <i>Tråddraugmose</i> | 0 | 4 | + | 0,046 | 1 | 5 | + | 0,058 | | | | | 1 | 5 | + | 0,074 |
| <i>Frynsemose</i> | 5 | 0 | - | 0,042 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Syllav</i> | | | | | 6 | 0 | - | 0,028 | | | | | 6 | 0 | + | 0,027 |
| Stangnes - hei | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Fjellkrekling</i> | 5 | 1 | - | 0,058 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Furumose</i> | 4 | 0 | - | 0,068 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lyngskjeggmosse</i> | | | | | | | | | | | | | 0 | 5 | + | 0,025 |
| <i>Blomsterlav</i> | | | | | 4 | 0 | - | 0,066 | | | | | 5 | 0 | - | 0,043 |
| <i>Gaffellav</i> | | | | | 5 | 0 | - | 0,042 | | | | | 4 | 0 | - | 0,066 |
| <i>Lys reinlav/Fjellreinlav</i> | 6 | 0 | - | 0,027 | | | | | 4 | 0 | - | 0,066 | | | | |
| <i>Fjellkorkje</i> | | | | | 0 | 5 | + | 0,042 | | | | | | | | |
| <i>Syllav</i> | | | | | | | | | | | | | 4 | 0 | - | 0,066 |
| Forsøl - myr | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bukkeblad</i> | | | | | | | | | 4 | 0 | - | 0,059 | 4 | 0 | - | 0,066 |
| <i>Dvergbjørk</i> | | | | | 4 | 0 | - | 0,068 | | | | | | | | |
| <i>Duskull</i> | | | | | | | | | 5 | 0 | - | 0,042 | 4 | 0 | - | 0,068 |
| <i>Småtranebær</i> | 0 | 5 | + | 0,025 | 0 | 5 | + | 0,042 | | | | | | | | |
| <i>Sveltstarr</i> | | | | | | | | | | | | | 0 | 4 | + | 0,068 |
| <i>Torvull</i> | 4 | 0 | - | 0,066 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Skartorvmose</i> | | | | | 0 | 4 | + | 0,068 | | | | | 0 | 4 | + | 0,059 |
| <i>Broddglefsemose</i> | | | | | 0 | 4 | + | 0,068 | | | | | | | | |
| <i>Frynsemose</i> | | | | | 0 | 4 | + | 0,068 | | | | | 0 | 5 | + | 0,039 |
| Stangnes - myr | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Duskull</i> | | | | | | | | | 4 | 0 | - | 0,066 | | | | |
| <i>Skrubbær</i> | | | | | | | | | | | | | 4 | 0 | - | 0,059 |
| <i>Småtranebær</i> | | | | | 0 | 6 | + | 0,028 | | | | | 0 | 4 | + | 0,066 |
| <i>Grasmose</i> | | | | | | | | | | | | | 0 | 4 | + | 0,066 |
| <i>Frynsemose</i> | | | | | 0 | 5 | + | 0,043 | | | | | | | | |
| <i>Myrglefsemose</i> | | | | | 0 | 4 | + | 0,066 | | | | | | | | |

4.2 Plantevekst

Krekling

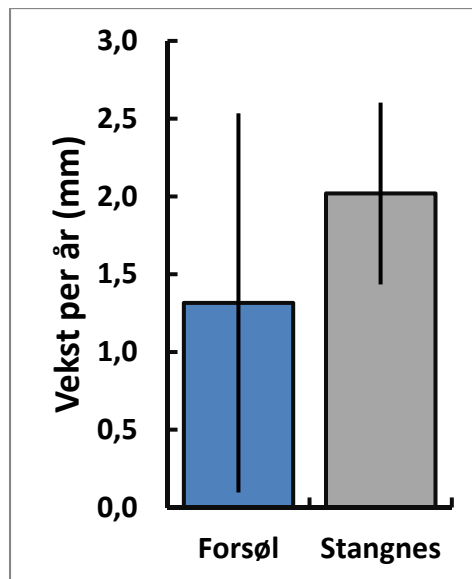
Lengdevekst hos fjellkrekling varierer betydelig mellom år, habitat og lokalitet (**Figur 10**). Det er spesielt hei på Forsøl som skiller seg ut med lavere veksthastighet både i 2008 og 2013. Veksthastighet på myr er lik mellom de to lokalitetene og mellom år. Så variansanalysen viser en signifikant forskjell mellom lokalitet ($P = 0,001$), mellom habitat ($P = 0,007$) og på interaksjonen mellom disse ($P = 0,009$), men ikke mellom år ($P = 0,992$). Alle disse signifikante forskjellene skyldes de lavere verdiene på hei på Forsøl.



Figur 10. Lengdevekst hos fjellkrekling i 2008 og 2013 i myr og på hei.

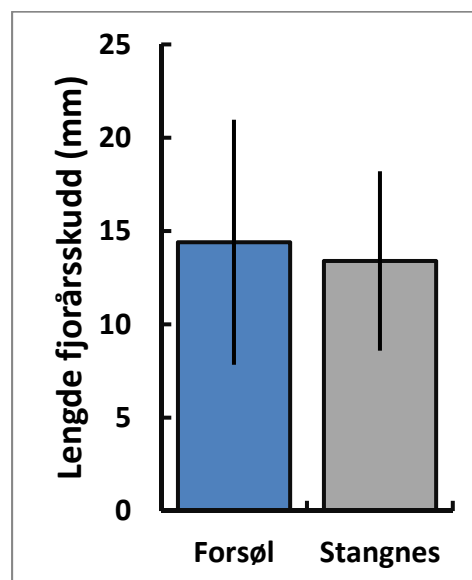
Brun fargelav

Lengdevekst av brun fargelav varierte betydelig (**Figur 11**), spesielt på Forsøl, hvor enkelte individer hadde svært liten veksthastighet og der ett individ i tillegg hadde dødd i perioden fra 2008 til 2013 (og dermed fikk veksthastighet satt til 0). Andre individer på Forsøl hadde svært høy veksthastighet. Det var derfor ingen signifikant forskjell mellom de to lokalitetene ($P = 0,124$).



Figur 11. Gjennomsnittlig årlig lengdevekst hos brun fargelav fra 2008 til 2013. Feilsøylene viser ± 1 standard avvik.

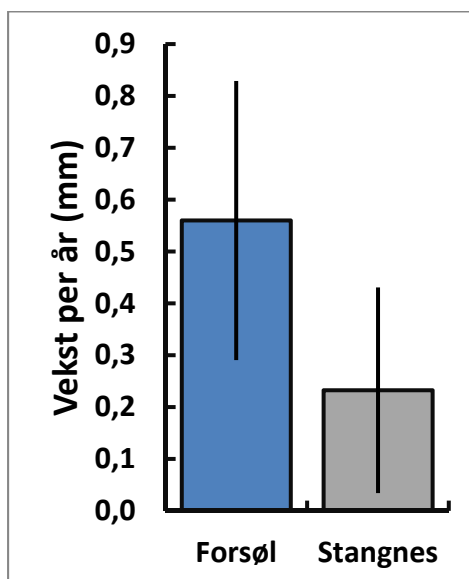
Gjennomsnittlig lengde av etasjemosenes fjorårsskudd (dvs. de segmentene som startet utviklinga i 2012 og som nådde sitt klimaks i 2013) viste ingen forskjell mellom lokalitetene ($P = 0,586$; **Figur 12**). Lengdevekst er som forventet ut fra målinger gjort i tilsvarende habitat andre steder (f.eks. Bjerke et al. 2011).



Figur 12. Gjennomsnittlig lengde på fjorårsskudd hos etasjemose i 2013. Feilsøylene viser ± 1 standard avvik.

Rusttorvmose

Fra 2008 til 2013 vokste rusttorvmose i snitt 2,4 ganger raskere på Forsøl enn på Stangnes ($P = 0,000$; **Figur 13**). Det er usikkert hva som kan være årsaken til den betydelige forskjellen i veksthastighet mellom de to lokalitetene.

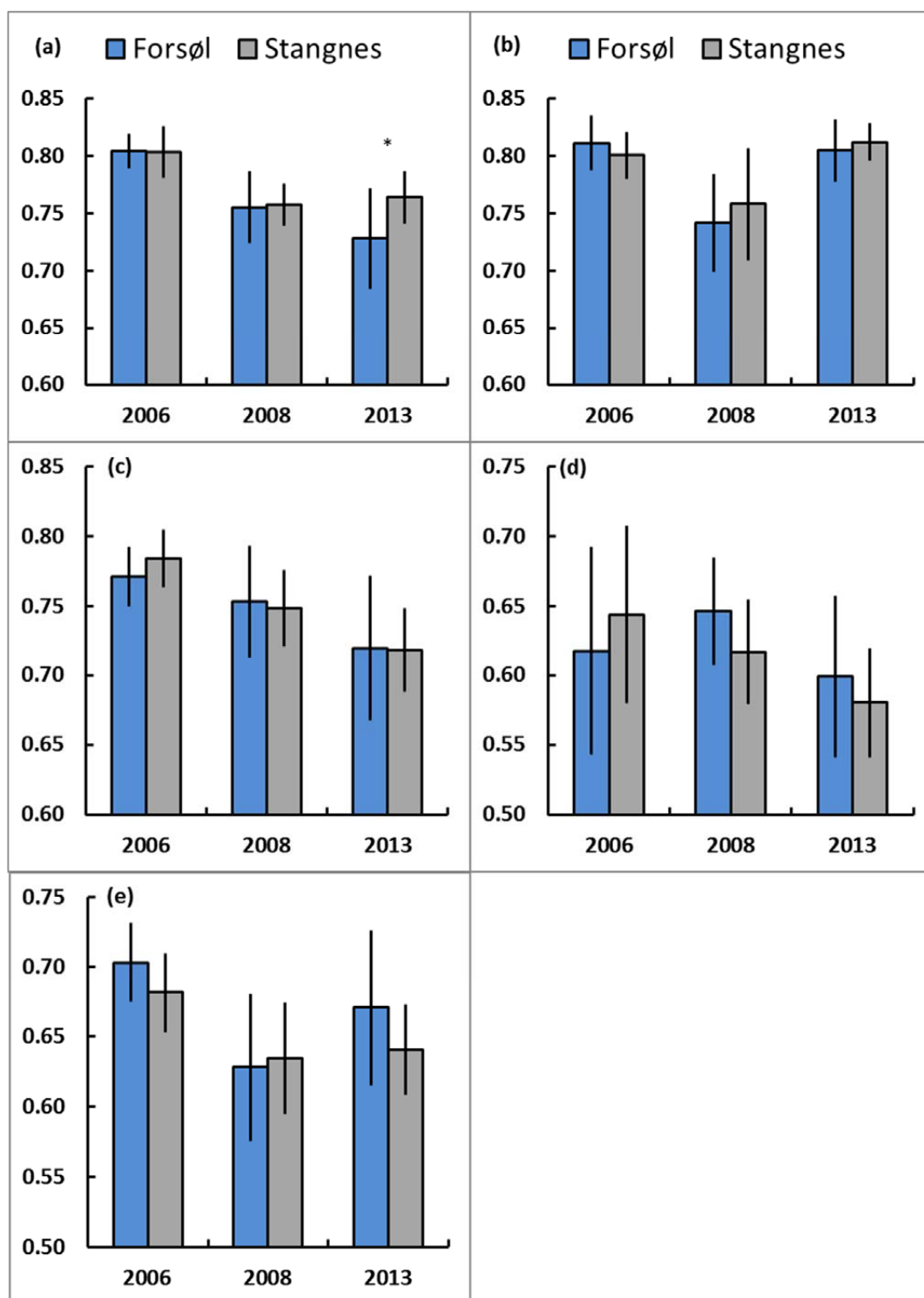


Figur 13. Gjennomsnittlig årlig lengdevekst hos rusttorvmose fra 2008 til 2013. Feilsøylene viser ± 1 standard avvik.

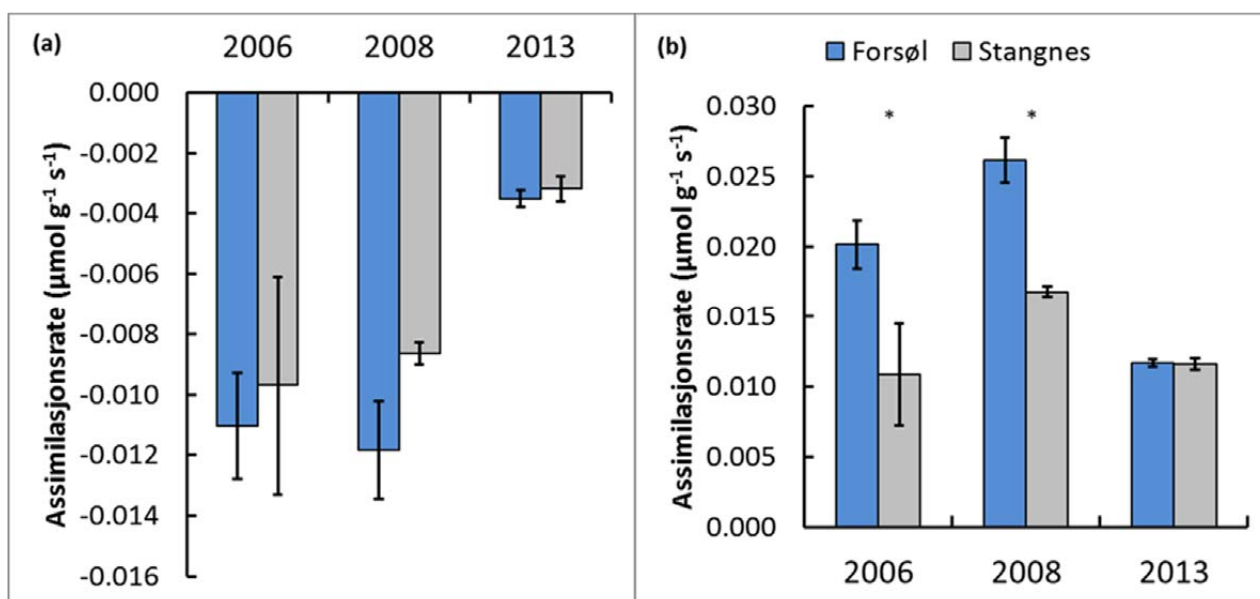
4.3 Fotosynteseaktivitet (fluorescens og gassutveksling)

Klorofyllfluorescens varierte lite mellom lokalitetene innenfor hvert år (**Figur 14**). Kun i ett tilfelle er det forskjell mellom lokalitetene innenfor samme år, og det er for mange i 2013 da verdien er 5 % høyere på Stangnes enn på Forsøl. Ellers varierer verdiene noe mellom år, men da gjerne med samme trend for begge lokalitetene. To arter, duskull og storvrenge, hadde signifikant lavere verdier i 2013 enn i 2006 og 2008.

Mørkerespirasjon og fotosyntetisk aktivitet var signifikant lavere i 2013 enn i 2006 og 2008 ($P = 0,000$; **Figur 15**). Det var imidlertid ingen forskjeller mellom Forsøl og Stangnes i 2013, så den observerte reduksjonen ser til å være en regional trend uavhengig av aktivitetene på Melkøya.



Figur 14. Klorofyllfluorescens hos molte (a), fjellkreking (b), duskull (c), storvregne (d) og rust-torvmose (e) i 2006, 2008 og 2013. Asterisk (*) angir år med signifikant forskjell mellom lokalitetene. Feilsøylene viser ± 1 standard avvik.



Figur 15. Mørkerespirasjon (a) og fotosynteseaktivitet (b) hos fjellkrepling i 2006, 2008 og 2013. Asterisk (*) angir år med signifikant forskjell mellom lokalitetene. Feilsøylene viser ± 1 standard avvik.

4.4 Kjemisk innhold i planter

4.4.1 Endringer av næringsstoffer i plantevev fra 2006 til 2013

Basert på gjennomsnittlig konsentrasjon i fem prøver av reinlav og fem prøver av rusttorvmose per lokalitet, viser flere av de analyserte grunnstoffene statistisk signifikante endringer i konsentrasjon mellom analyseårene og mellom Forsøl og Stangnes (**Tabell 5**, se **Vedlegg 9** og **10** for grunnlagsdata).

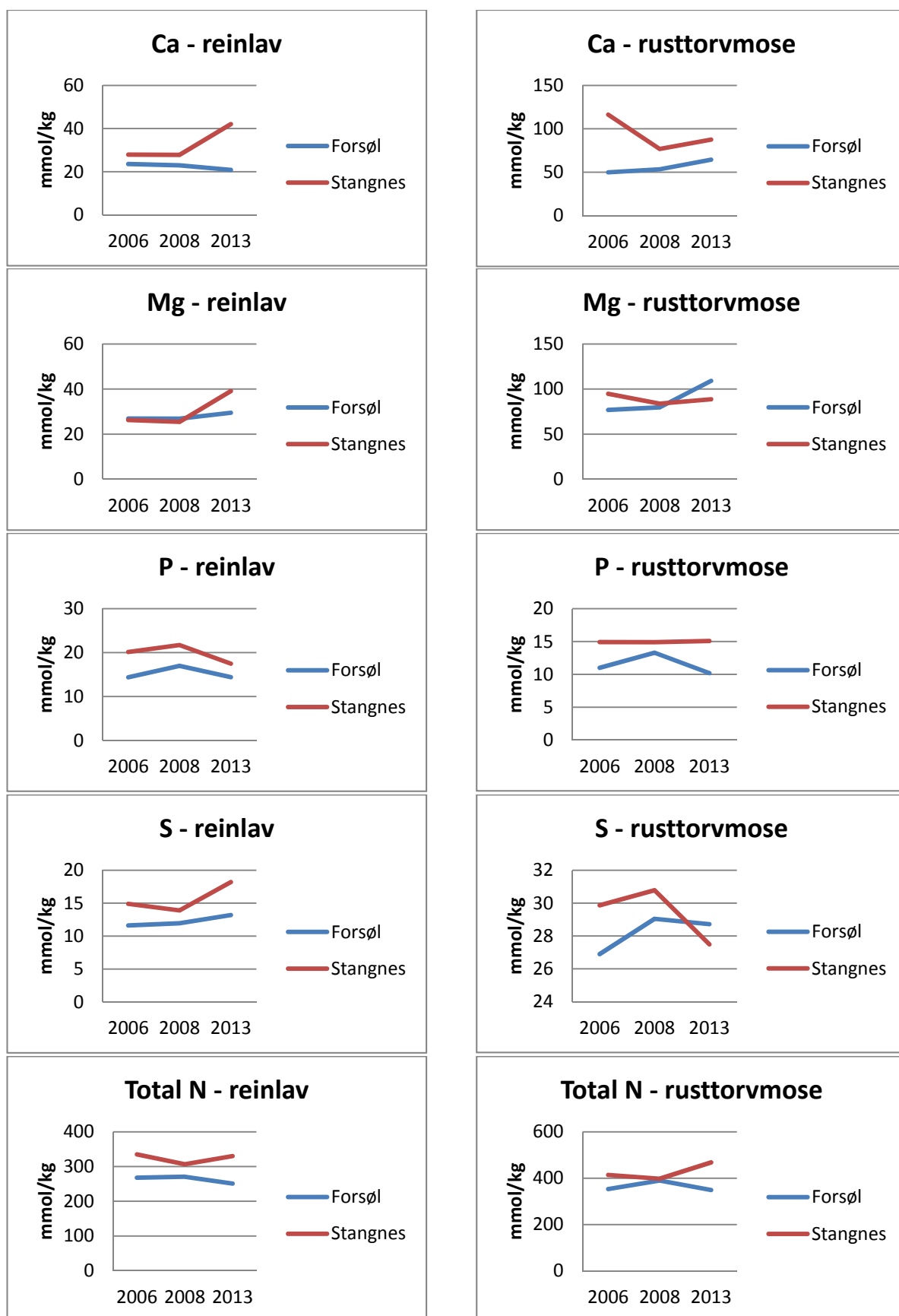
For en rekke av de analyserte grunnstoffene har verdiene vært under eller nær deteksjonsgrensen i ett eller flere av de tre analyseårene, og de er derfor utelukket fra videre analyser (As - arsen, Be - beryllium, Cd - kadmium, Co - kobolt, Cr - krom, Ga - gallium, Li - litium, Mo - molybden, Ni - nikkel,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

Generelt ligger innholdet av næringsstoffer i plantevev noe høyere på Stangnes enn på Forsøl (**Figur 16**). Dette kan skyldes et noe rikere jordsmonn på Stangnes, se kapittel 4.5. Av makronæringsstoffene i reinlav, har kalsium (Ca) økt signifikant til nesten dobbelt så høy konsentrasjon på Stangnes mellom 2008 og 2013 (**Tabell 5**). Også magnesium (Mg) og svovel (S) har økt signifikant på begge lokaliteter fra 2008 til 2013. Fosfor (P) har hatt en signifikant nedgang på begge lokalitetene fra 2008 til 2013, mens innholdet av total nitrogen (Kj-N) i reinlav viser ingen signifikante endringer mellom år.

For sporstoffer i reinlaven er det flere signifikante endringer i gjennomsnittskonsentrasjon mellom år på de to lokalitetene. Det har skjedd en signifikant økning av aluminium (Al) på begge lokaliteter fra 2008 til 2013, men endringen er størst på Stangnes hvor gjennomsnittskonsentrasjonen er firedoblet. Bor (B) har hatt en signifikant nedgang i reinlav for begge lokalitetene fra 2006 til 2013. Barium (Ba) og jern (Fe) har hatt en signifikant og betraktelig økning i reinlav på Stangnes fra 2008 til 2013. Kalium (K) har en signifikant økning i reinlav på begge lokaliteter fra 2006 til 2013, mens mangan (Mn) har økt signifikant mer på Stangnes enn i Forsøl fra 2008 til 2013. Natrium (Na) viser ingen signifikante endringer i gjennomsnittskonsentrasjon mellom år, mens strontium (Sr) har økt signifikant på begge lokalitetene fra 2008 til 2013. Titan (Ti) har økt signifikant på begge lokalitetene fra 2008 til 2013, men økningen er høyest på Stangnes.

Tabell 5. Resultatene fra toveis ANOVA av gjennomsnittsverdier av næringsstoffer fra 5 prøver av reinlav og rusttorvmose fra Forsøl og Stangnes i analyseårene 2006, 2008 og 2013. Tabellen viser verdien av $Pr(>F)$. Signifikante verdier under 0,05 er uthevet.

| Reinlav | | | |
|---------------------|-----------------------|-------------------|-------------------------------------|
| Grunnstoff | Grunnstoff* Område | Grunnstoff* År | Grunnstoff*Område: Grunnstoff*År |
| Al | 0,0184 | 7,46E-05 | 0,0102 |
| B | 0,0406 | 6,67E-08 | 0,0879 |
| Ba | 1,73E-05 | 0,3681 | 0,0264 |
| Ca | 0,0001 | 0,0722 | 0,0086 |
| Fe | 0,0204 | 0,0009 | 0,0163 |
| K | 0,0033 | 0,0104 | 0,7709 |
| Mg | 0,1367 | 0,0006 | 0,0199 |
| Mn | 7,07E-06 | 0,1205 | 0,0259 |
| Kj-N | 3,13E-05 | 0,6440 | 0,3350 |
| Na | 0,0308 | 0,1293 | 0,1697 |
| P | 3,03E-05 | 0,0153 | 0,4688 |
| S | 2,19E-07 | 0,0001 | 0,0505 |
| Sr | 0,0041 | 0,0381 | 0,0677 |
| Ti | 0,0535 | 1,71E-06 | 0,0193 |
| Zn | 0,8437 | 0,0139 | 0,0625 |
| Rusttorvmose | | | |
| Grunnstoff | Grunnstoff* Område | Grunnstoff* År | Grunnstoff*Område: Grunnstoff*År |
| Al | 0,6580 | 0,6150 | 0,2620 |
| B | 0,1127 | 0,0351 | 0,7030 |
| Ba | 0,5430 | 0,8920 | 0,1890 |
| Ca | 0,0141 | 0,5896 | 0,3737 |
| Fe | 0,4160 | 0,3700 | 0,3580 |
| K | 0,0079 | 0,0969 | 0,1142 |
| Mg | 0,9350 | 0,1680 | 0,1270 |
| Mn | 0,0881 | 0,4353 | 0,5137 |
| Kj-N | 0,0061 | 0,6227 | 0,1127 |
| Na | 0,0657 | 0,4442 | 0,5131 |
| P | 0,0001 | 0,2819 | 0,2198 |
| S | 0,3530 | 0,4420 | 0,3710 |
| Sr | 0,8120 | 0,5290 | 0,2370 |
| Ti | 0,0049 | 0,0008 | 0,0212 |
| Zn | 0,0219 | 4,22E-07 | 0,0523 |



Figur 16. Gjennomsnittsverdier av kalsium (Ca), magnesium (Mg), fosfor (P), svovel (S), total nitrogen (total N) i reinlav og rusttorvmose fra Forsøl og Stangnes i 2006, 2008 og 2013. N=5.

Forskjeller i gjennomsnittlig konsentrasjon av de ulike næringsstoffene i reinlav mellom de ulike analyseårene kan delvis skyldes få prøver (fem fra hver lokalitet) 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 var det så lite lav at innsamling måtte skje på et større område rundt feltene. Enkelte prøver kan også inneholde fragmenter av strø fra fjellkreking, da det sparsomme lavmaterialet var vanskelig å sortere. I tillegg vil få prøver medføre at de statistiske analysene blir svært avhengige av enkeltverdier til prøvene.

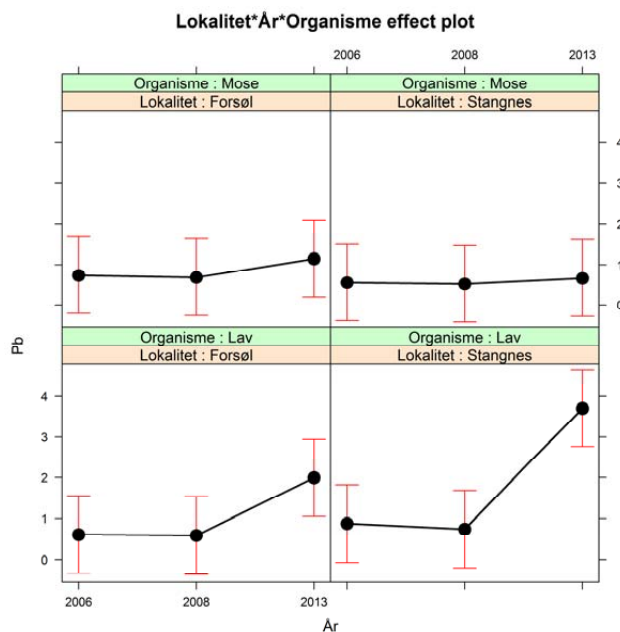
I rusttorvmoseprøvene (**Figur 16, Tabell 5**) er det ingen signifikante endringer i gjennomsnittskonsentrasjon av makro-næringsstoffer, mens det for kun to sporstoffer er signifikante endringer i gjennomsnittskonsentrasjon: bor (B) (nedgang i begge områdene mellom 2008 og 2013) og titan (Ti) (økning i begge områdene mellom 2008 og 2013).

4.4.2 Endringer av tungmetaller i plantevev fra 2006 til 2013

Mesteparten av tungmetallene som faller ned over Norge, kommer via luft fra andre land i Europa, men industri og biltrafikk er med på å gi lokalt forhøyede verdier. Moser og lav tar opp tungmetaller fra luft og nedbør og fører disse videre i næringskjeden via planteetende dyr. I følge Miljøstatus i Norge er konsentrasjonene av tungmetaller i plantevev i Norge generelt lave og ligger under nivåene der direkte skadelige effekter er dokumentert (www.miljostatus.no/). Hammerfest ligger imidlertid i et område som er påvirket av langtransportert forurensing fra smelteverker på Kolahalvøya i Russland (Myking et al. 2009). Innhold av tungmetaller i plantevev, basert på målinger i etasjemose (*Hylocomium splendens*) i Hammerfest området er noe høyere enn landsgjennomsnittet og reflekterer således relativt sett et svakt forurensset område i Norge (Steinnes et al. 2011).

Bly (Pb)

Gjennomsnittlig blyinnhold i reinlav og rusttorvmose varierer mellom 0,6 og 3,8 mg/kg (**Figur 17**). Det er en signifikant økning i blyinnhold i reinlav i 2013, men det er ikke signifikant forskjell mellom lokalitetene. Til sammenligning viste NILUs nedbørsprøver fra mai-august 2013



Figur 17. Gjennomsnittsverdier i mg/kg for bly (Pb) i 5 prøver av rusttorvmose (Mose) og lys/fjellreinlav (Lav) på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

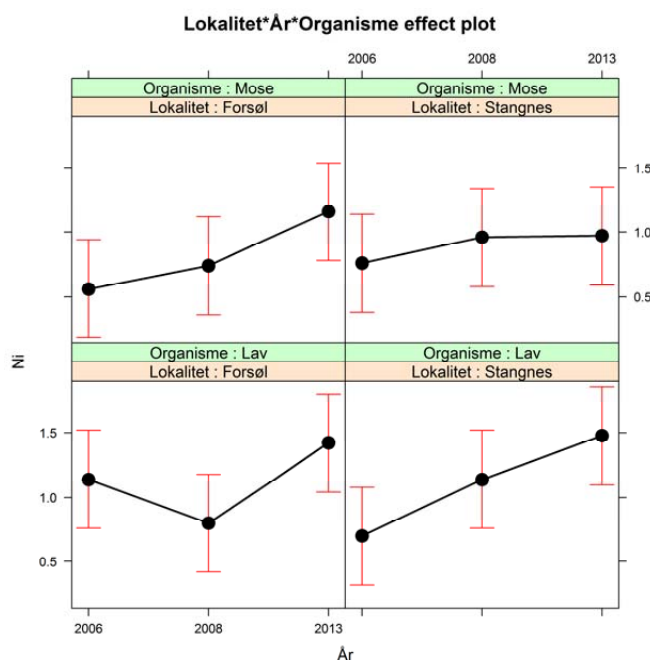
noe høyere innhold av Pb enn prøvene fra mai-september 2008, men nivået i 2013 var omtrent likt som i mai-september 2006. Årsmiddelverdien av blyinnhold i nedbørsvann har vært likt på begge steder eller litt høyere på Stangnes i årene 2007-2013.

Den høye gjennomsnittsverdien i reinlav på Stangnes skyldes delvis en prøve med konsentrasjon på ca. 10 mg/kg. Området er benyttet til jakt, og det kan ikke utelukkes at enkelte høye verdier i plantevev kan være forårsaket av kontakt med blyhagl. Det er således lite trolig at utslipp fra LNG-anlegget påvirker innhold av bly på lokalitetene. Konsentrasjonene på lokalitetene ligger omtrent på samme nivå som de målte verdiene for etasjemose i den landsomfattende statlige overvåkingen av tungmetaller i mose, der verdiene både i nærområdet og midtre deler av Finnmark ligger i intervallet 1 - 5 mg/kg (Steinnes et al. 2011).

Verdiene er generelt lave. I alle år siden 2006 har årsmiddelverdiene av bly i nedbør på Forsøl og Stangnes vært lavere enn ved bakgrunnsstasjonen Birkenes i Sør-Norge og tydelig lavere enn på bakgrunnsstasjonen Svanvik, som er påvirket av aktivitetene i Nikel og Zapoljarnij (Aas et al. 2012, 2013).

Nikkel (Ni)

Gjennomsnittlig nikkelinnhold i reinlav og rusttorvmose varierer mellom 0,6 og 1,5 mg/kg (**Figur 18**). Det er en signifikant økning av nikkel i reinlav og rusttorvmose over tid på begge lokaliteter. Nivåene er noe høyere i reinlav enn i rusttorvmose, men det er ikke signifikante forskjeller mellom lokalitetene. Det er således lite trolig at utslipp fra LNG-anlegget påvirker innhold av nikkel på lokalitetene.



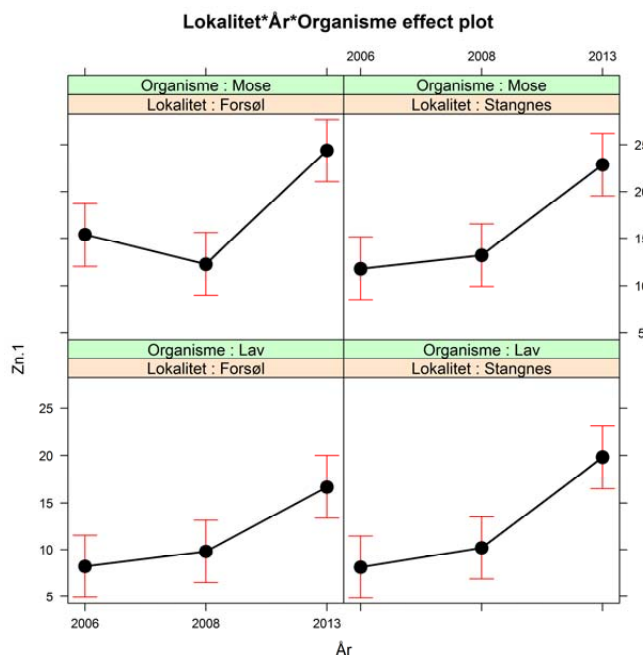
Figur 18. Gjennomsnittsverdier i mg/kg for nikkel (Ni) i 5 prøver av rusttorvmose (Mose) og reinlav (Lav) på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

NILUs nedbørsanalyser av prøver fra Forsøl og Stangnes viser høyere nikkelinnhold i 2006 og 2008 sammenlignet med 2013, spesielt på Stangnes (årsmiddelverdier), men ser man på vekstperioden mai-september, da opptaket i moser og lav er størst, så var nikkelinnholdet i nedbør høyere i 2013 enn i 2008, spesielt på Forsøl.

Konsentrasjonene av nikkel på lokalitetene ligger noe lavere enn de målte verdiene for etasjemose i den landsomfattende statlige overvåkingen av tungmetaller i mose, der verdiene i nærområdet ligger i intervallet 2 - 5 mg/kg. Finnmarksvidda har enda høyere verdier, mellom 5 og 20 mg/kg (Steinnes et al. 2011). Forsøl og Stangnes er svakt påvirket av avsetninger av nikkel fra nikkilverkene på Kolahalvøya, og de økte verdiene fra 2006 til 2013 kan muligens relateres til langtransportert luftforurensing. Sammenlignet med årsmiddelverdier fra bakgrunnsstasjonene i Norge, er nivået ved Forsøl og Stangnes litt høyere enn på Birkenes, men mye lavere enn på Svanvik som er tydelig påvirket av nikkilverket på Nikel.

Sink (Zn)

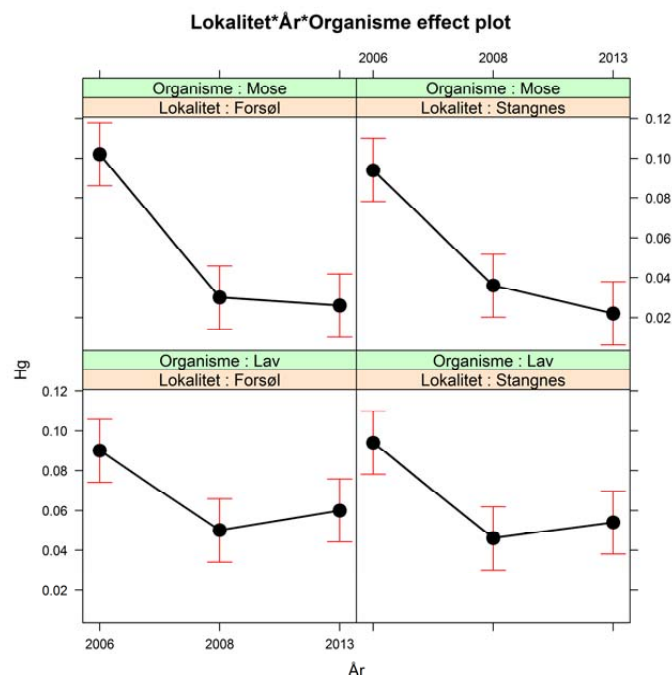
Gjennomsnittlige innhold av sink i reinlav og rusttorvmose varierer mellom 7 og 24 mg/kg (**Figur 19**). Til sammenligning ligger verdiene for ytre deler av Finnmark i 2010 i intervallet 10-30 mg/kg (Steinnes et al. 2011). Det er en signifikant økning i sinkverdiene, både i rusttorvmose og i reinlav fra 2006 til 2013, men det er ingen forskjeller mellom lokalitetene. Heller ikke NILUs nedbørsmålinger viser forskjeller mellom lokalitetene. Det er således lite trolig at utslipp fra LNG-anlegget påvirker innhold av sink på lokalitetene. De økte sinkverdiene i plantene i 2013 stemmer overens med høyere sinkkonsentrasjoner i nedbøren målt under vekstsesongen i 2013, sammenlignet med verdiene for vekstsesongen i 2008.



Figur 19. Gjennomsnittsverdier i mg/kg for sink (Zn) i 5 prøver av rusttorvmose (Mose) og lys/fjellreinlav (Lav) på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

Kvikksølv (Hg)

Gjennomsnittlig innhold av kvikksølv i reinlav og rusttorvmose varierer mellom 0,02 og 0,1 mg/kg (**Figur 20**). Til sammenligning ligger målingene fra ytre deler av Finnmark i 2010 mellom 0,04 og 0,10 (Steinnes et al. 2011). Det er en signifikant nedgang i verdier i torvmose og reinlav fra 2006 til 2013 på begge lokaliteter. Nedgangen er størst i torvmose. Kvikksølvnivået i NILUs nedbørsanalyser på Forsøl har vært ganske konstant over årene og omtrent likt nivået på Birkenes (bakgrunnsstasjon). LNG-anlegget bidrar således ikke til økt akkumulering av kvikksølv i nedbør eller plantevev.



Figur 20. Gjennomsnittsverdier i mg/kg for kvikksølv (Hg) i 5 prøver av rusttorvmose (Mose) og lys-/fjellreinlav (Lav) på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

4.4.3 Endringer av PAH i plantevev fra 2006 til 2013

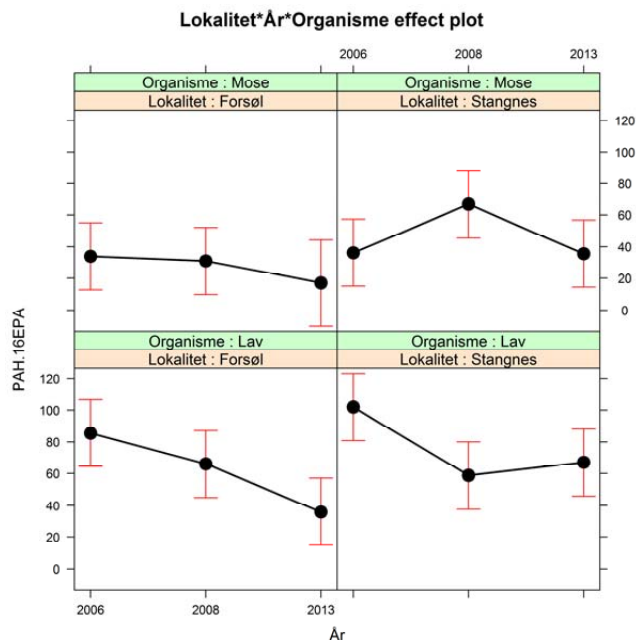
Innholdet av 16 EPA PAH i reinlav er generelt høyere enn i torvmose (**Figur 21**). Dette skyldes trolig det at torvmosen står i et fuktig til vått miljø, der den mikrobiologiske nedbrytningen av PAH er større (jfr. Haritash et al. 2009). PAH-verdiene har generelt gått tilbake i reinlav siden 2006, mens innholdet i torvmose har vært relativt konstant, og verdiene er faktisk høyere på Stangnes, som ligger lengst borte fra bedriften. Tilsvarende trend er også funnet i nedbørsprøver tatt i forbindelse med overvåkning utført av NILU i samme område (Hak 2013). Utslipp av sot-partikler fra bedriften i 2008 ved ukontrollert fakling vises således ikke igjen som økt innhold av PAH i plantevev, og det er ingen indikasjon på at dagens utslipp akkumulerer seg i plantemateriale.

Det bør bemerkes at verdiene funnet i hele perioden generelt er lave (< 100 ng/g) og i nærheten av blindnivåer. Dette medfører at de observerte endringene siden 2006 kun gir en indikasjon på utviklingen.

I målingene fra 2013 var mange av enkeltkomponentene innenfor hver prøve under metodens deteksjonsgrense. Ved beregning av sum 16EPA PAH settes konsentrasjonen da lik deteksjonsgrensa, og gir en øvre skranke av konsentrasjonen av sum 16EPA PAH. Metodens deteksjonsgrense varierer med prøvemengde, slik at liten prøvemengde gir høyere deteksjonsgrense (og dermed større bidrag til sum 16EPA PAH). Prøvemengden for de analyserte prøvene i 2013 var relativt konstant, og varierte mellom 0,81 – 3,15 g tørrvekt (med ett unntak). Dette gir liten variasjon i deteksjonsgrensene og dermed liten påvirkning på ulikhetene funnet mellom innholdet av 16EPA PAH i lav/mose og Forsøl/Stangnes. Fenantren og fluoranten utgjorde forøvrig gjennomsnittlig 46 % av det totale PAH-innholdet i både mose og lav, og viste som i 2006 og 2008 de høyeste verdiene. Dominans av disse forbindelsene er også observert i andre moseundersøkelser (bl.a. Foan et al. 2014).

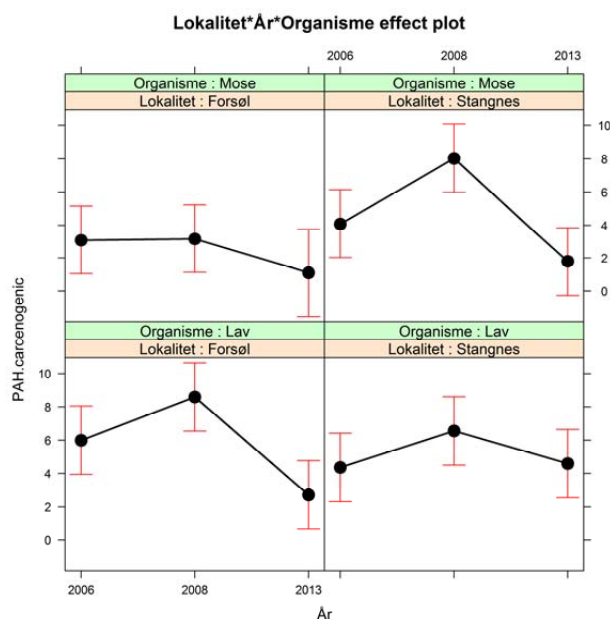
Ettersom PAH ved utslipp til luft i stor grad er bundet til partikler, kan man forvente en sammenheng til atmosfærisk nedfall, i hvert fall for de mindre flyktige forbindelsene. Resultater fra overvåkingen som gjøres i luft og nedbør i samme område av NILU samsvarer med norske bakgrunnsnivåer, og man kan derfor imidlertid forvente lave verdier også i plantemateriale. Verdiene

i plantemateriale samsvarer videre godt med nivåene funnet i en omfattende moseundersøkelse utført av NILU på oppdrag fra Miljødirektoratet i 2010 (Steinnes & Schlabach 2012), der innholdet varierte mellom 19 og 170 ng/g, på hhv. Godøy og Birkenes. Sammenlignet med flere europeiske studier der innholdet i plantemateriale kan variere fra 100 til 3000 ng/g (jfr. Foan et al. 2014, De Nicola et al. 2013, Orlinski 2002, Blasco et al. 2006) avhengig av forurensningsgraden til området, er verdiene også generelt lave.



Figur 21. Endringer i gjennomsnittsverdier av 16 EPA PAH-er i 5 prøver av rusttorvmose (Mose) og lys reinlav/fjellreinlav (Lav) fra Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Verdier i ng/g. Konfidensintervaller (95 %) vist. N=2 for mose på Forsøl i 2013.

Verdiene for mulig kreftfremkallende PAH-er i reinlav (**Figur 22**) økte noe i 2008 både på Forsøl og på Stangnes, og økningen var særskilt tydelig i torvmosen på Stangnes. Gjennomsnittsverdiene har imidlertid gått tilbake både i reinlav og i torvmose på begge lokaliteter i 2013, noe som tyder på at eventuell nedfall av PAH i 2008 ikke har bidratt til en økning av kreftfremkallende PAH-er i plantemateriale.



Figur 22. Endringer i gjennomsnittsverdier av mulig kreftfremkallende 16 EPA PAH-er i fem prøver av rusttorvmose (Mose) og lys reinlav/fjellreinlav (Lav) fra Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Verdier i ng/g. Konfidensintervaller (95 %) vist. N=2 for mose på Forsøl i 2013.

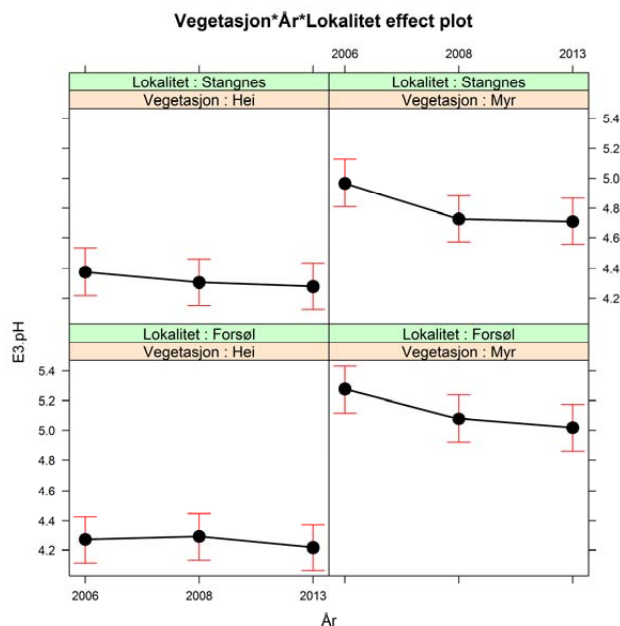
4.5 Kjemisk innhold i jord

4.5.1 Endringer av næringsstoffer i jord fra 2006 til 2013

De kjemiske analysene av plantenæringsstoffer og andre vekstrelaterte variabler (**Vedlegg 11** og **12**) viser et generelt næringsfattig, surt jordsmonn i kreklingheiene og et noe rikere jordsmonn i bakkemyrene. Det er små forskjeller mellom jordsmonnet innen den samme naturtypen på de to ulike lokalitetene. Feltene på Stangnes viser imidlertid svakt høyere verdier av kalsium (Ca) i jordsmonnet, noe som sammen med ulikt mikroklima kan forklare den høyere artsdiversiteten på disse feltene. Tilgang på mer kalsium kan skyldes forskjeller i berggrunn ettersom Forsøl ligger på ultrafattig kvartsdioritt, mens Stangnes ligger på svakt rikere granittisk gneiss, som forvitrer raskere enn kvartsdioritt. Dette vises spesielt i vegetasjonen rundt feltene, der flere si-gevanbspåvirkede områder ved feltet på Stangnes inneholder middels kalkkrevende arter som dvergjamne (*Selaginella selaginoides*), gulstarr (*Carex flava*) og jåblom (*Parnassia palustre*).

pH

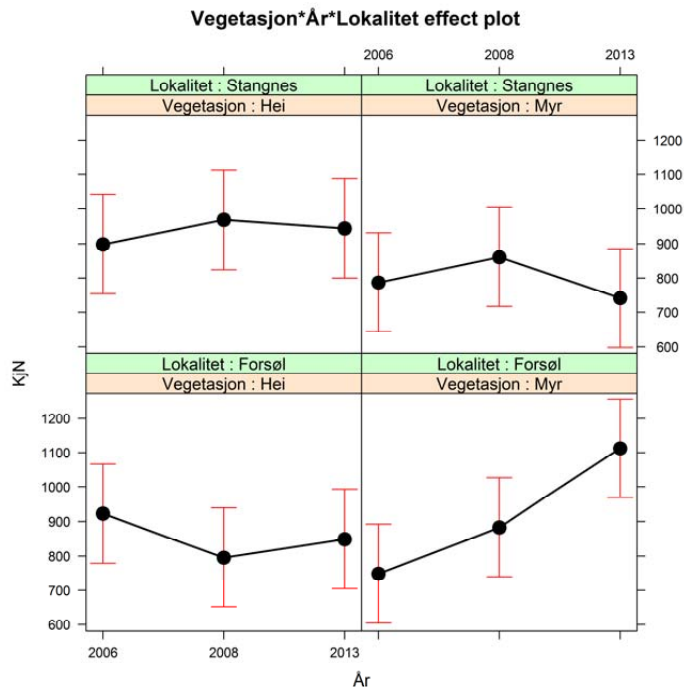
Den gjennomsnittlige pH (vannekstraksjon) i myrjord er generelt høyere enn i kreklinghei (**Figur 23**). Det er en svak nedgang i pH i jord på begge lokaliteter, spesielt i myrjord. Det er ingen forskjell i utviklingstrend mellom lokalitetene. Data for pH målt i kalsiumklorid-ekstrahert jord, viser samme resultat som for vannekstraksjon. Generelt er altså jordsmonnet blitt svakt surere, men nedgangen er kun på 0,1 - 0,2 pH-enheter. Til sammenligning viser NILUs nedbørsanalyser en svak tendens til surere nedbør på begge lokaliteter, noe som kan påvirke jord-pH.



Figur 23. Gjennomsnittsverdier av pH fra 6 jordprøver (ved vannekstraksjon, E3pH), fra kreklingshei og myr på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

Total nitrogen (Kjeldal nitrogen, Kj-N)

Gjennomsnittsverdiene for total nitrogen (Kj-N) i jord varierer ulikt mellom vegetasjonstyper og mellom lokaliteter (**Figur 24**). Forsøl skiller seg ut ved at Kj-N har økt betraktelig i myrjorda, fra 2006 til 2013, mens det er en svak tilbakegang i kreklingsheia for samme tidsperiode. Det er lite sannsynlig at eventuelt nitrogennedfall fra LNG-anlegget kan forklare disse motsatte trendene.

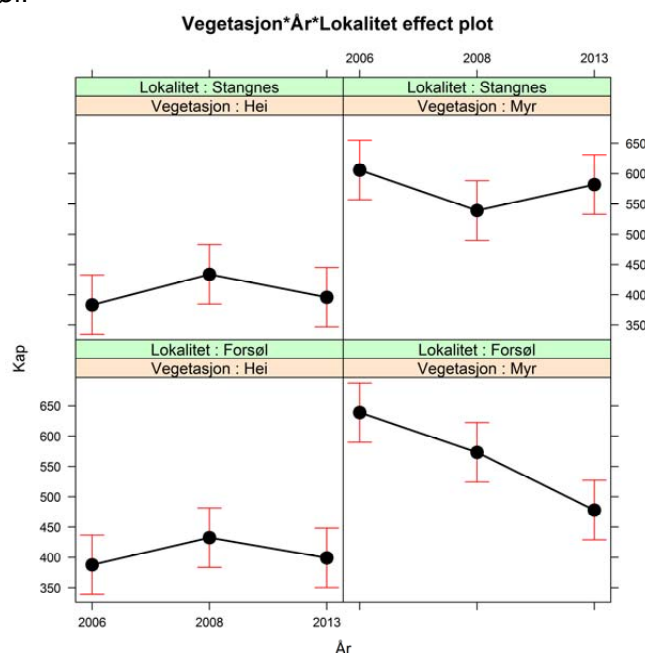


Figur 24. Gjennomsnittsverdier i mmol/kg av total nitrogen (KjN) i jord fra 6 jordprøver fra kreklingshei og myr på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

Den høye gjennomsnittsverdien for myr på Forsøl skyldes svært høye N-verdier i to av seks prøver. Flere prøver fra hver lokalitet vil bidra til å redusere usikkerhet fra såkalte «outliere». Det er imidlertid en trend at nitrogeninnholdet i jord har økt på Forsøl fra 2008 til 2013, mens det har gått noe tilbake på Stangnes. Til sammenligning er det ikke målt særlige endringer i nitrat og ammonium i NILUs nedbørsprøver for de to lokalitetene.

Utbyttingskapasitet (Kap)

Utbyttingskapasiteten, som er summen av alle utbyttbare kationer (H^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} og Ca^{2+}), varierer ulikt mellom vegetasjonstyper og lokaliteter (**Figur 25**). Utbyttingskapasiteten er størst i myrjord. I jord fra kreklinghei, er verdiene over tid relativt konstante på begge lokaliteter. Det samme gjelder myrjord på Stangnes, mens utbyttingskapasiteten i myrjorda på Forsøl viser stadig tilbakegang. Totalt sett synes totalinnholdet av utbyttbare kationer å være stabilt, med unntak av myrjorda på Forsøl.

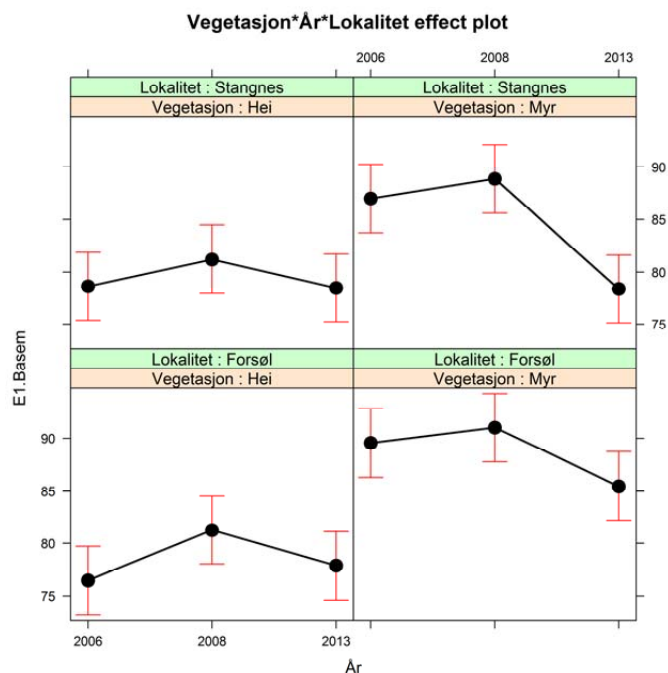


Figur 25. Gjennomsnittsverdier i mmol/kg av utbyttingskapasitet (Kap) i jord fra 6 jordprøver fra kreklinghei og myr på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

Basemetning (Basem)

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, slik at jorden ikke blir sur. Jord med høy basemetning kan ta opp mer hydrogen-ioner enn jord med lav basemetning og således bufre mot sur nedbør.

Myrjorda har generelt høyere basemetning enn jord fra kreklingheia (**Figur 26**). Basemetningen går ned i myrjord fra 2006 til 2013 på begge lokaliteter, men mest på Stangnes. I kreklingheia er basemetningen over tid relativt konstant på begge lokaliteter (75-80 %). Siden begge lokalitetene har samme utviklingstrend for de ulike vegetasjonstypene, er det lite sannsynlig at endringer skyldes forsurende utslipp fra LNG-anlegget. Men det er en trend at basemetningen, dvs. jorda evne til å bufre mot sur nedbør har gått noe tilbake fra 2008 til 2013. Siden også pH avtar noe, kan dette indikere en forsuringsprosess i jordsmonnet.



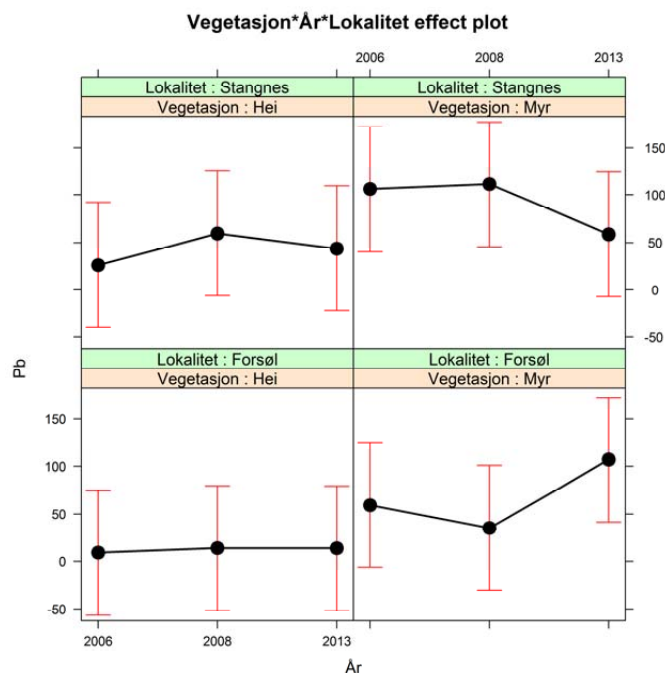
Figur 26. Gjennomsnittsverdier (%) av basemetning (E1Basem) i jord fra 6 jordprøver fra kreklinghei og myr på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

4.5.2 Endringer av tungmetaller i jord fra 2006 til 2013

Innholdet av tungmetaller er lave på begge lokalitetene og reflekterer relativt lite forurensende områder.

Bly (Pb)

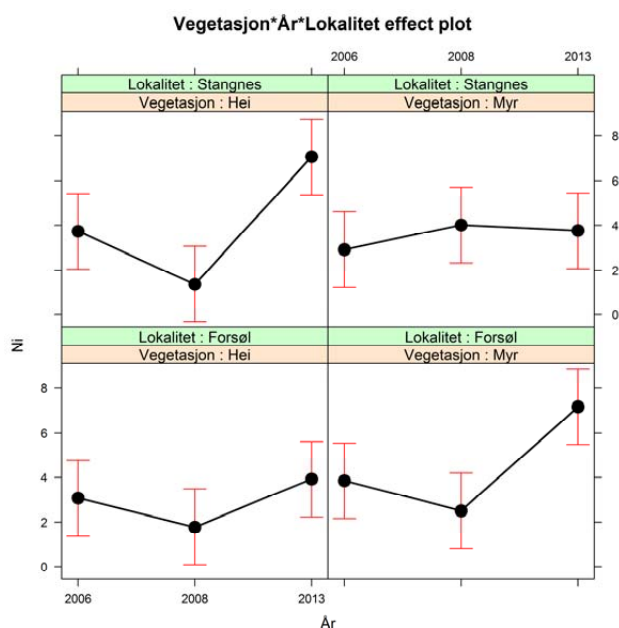
Gjennomsnittlig innhold av bly i jordprøvene på de to lokalitetene varierer mellom 10 og 100 mg/kg, der myrjord hadde en tendens til å inneholde mer bly enn jord fra kreklinghei (**Figur 27**). Konfidensintervallene er relativt store og det er ingen signifikante endringer over tid, selv om gjennomsnittsverdien av bly i myrjorda på Forsøl har økt fra 2008 til 2013. De store konfidensintervallene reflekterer stor variasjon i målte enkeltverdier, noe som kan forklares av at enkeltprøver kan være forurensset av blyhagl under jakt. Det er således lite sannsynlig at utslipp fra LNG-anlegget påvirker blyinnholdet i jord.



Figur 27. Gjennomsnittsverdier i mg/kg av bly (Pb) i jord fra 6 jordprøver fra krekinghei og myr på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

Nikkel (Ni)

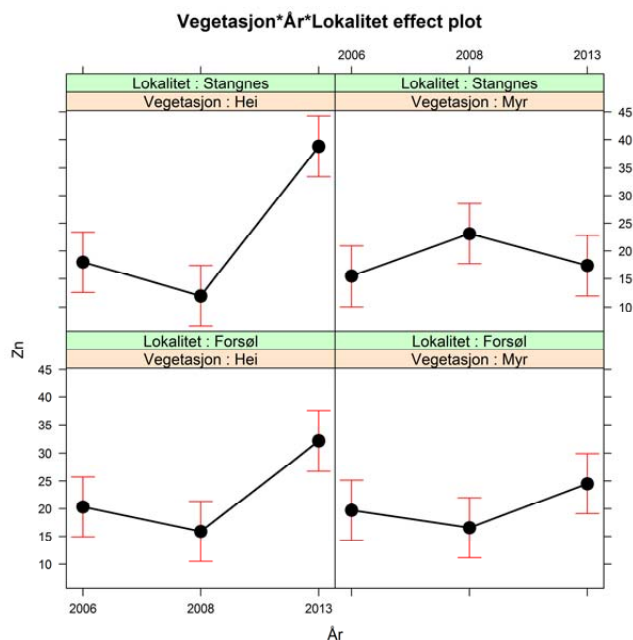
Gjennomsnittlig innhold av nikkel i jordprøvene på de to lokalitetene varierer mellom 2 og 6 mg/kg (**Figur 28**). Generelt har nikkilverdiene økt på begge lokaliteter fra 2006 til 2013 med en nedgang i 2008. Det er en relativt kraftig økning av nikkel i myra på Forsøl og i heia på Stangnes. Da nikkel øker på begge lokalitetene og mest i heia på Stangnes, antas det at økningen ikke skyldes utslipp fra LNG-anlegget. En mulig forklaring kan være økt avsetning av langtransportert nikkel fra nikkerverkene på Kolahalvøya (Myking et al. 2009). Økning i nikkel ble også observert i plantevev, se kapittel 4.4.2.



Figur 28. Gjennomsnittsverdier i mg/kg av nikkel (Ni) i jord fra 6 jordprøver fra krekinghei og myr på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller vist.

Sink (Zn)

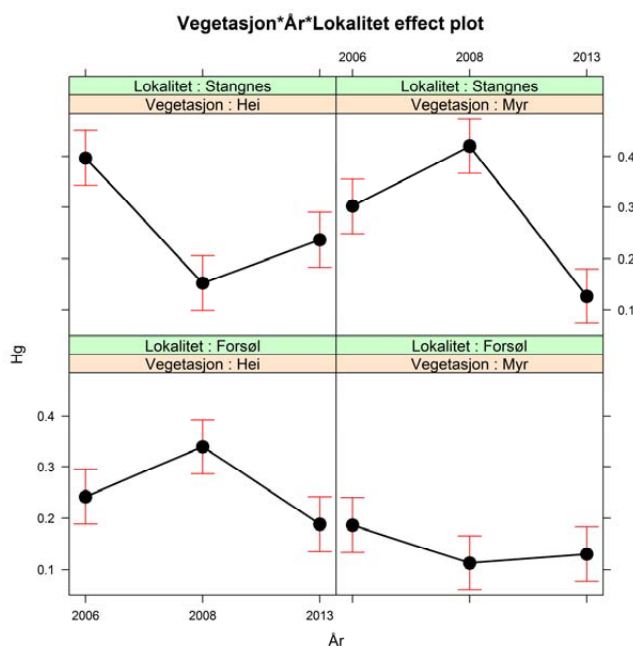
Gjennomsnittsverdiene for sink i jordprøvene på de to lokalitetene varierer mellom 12 og 40 mg/kg (**Figur 29**). Variasjonen over tid er omtrent identisk med variasjonen i nikkelinnhold mellom vegetasjonstyper og lokaliteter.



Figur 29. Endringer i gjennomsnittsverdier av sink (Zn) i jord fra 6 jordprøver fra kreklinghei og myr på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

Kvikksølv (Hg)

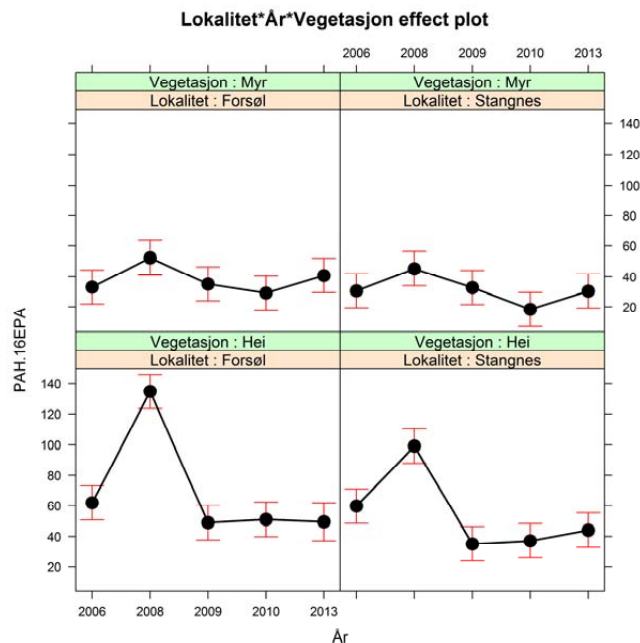
Gjennomsnittsverdiene for kvikksølv i jordprøvene på de to lokalitetene varierer mellom 0,1 og 0,4 mg/kg (**Figur 30**). Nivået har gått tilbake fra 2006 til 2013, på begge lokaliteter og i begge vegetasjonstyper, men variasjonene mellom år har til dels vært svært ulike.



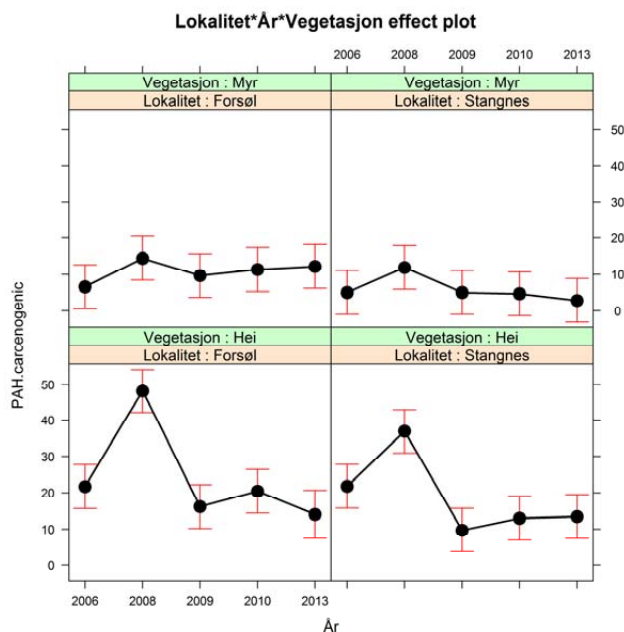
Figur 30. Endringer i gjennomsnittsverdier av kvikksølv (Hg) i jord fra 6 jordprøver fra kreklinghei og myr på Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Konfidensintervaller (95 %) vist.

4.5.3 Endringer i PAH i jord fra 2006 til 2013

De gjennomsnittlige verdiene for PAH i jord, både sum 16EPA og sum mulige kreftfremkallende PAH-er (**Figur 31** og **32**) varierer nokså likt mellom de ulike år på de to lokalitetene med signifikant høyere verdier på Forsøl enn på Stangnes (henholdsvis 53,7 ng/g og 43.3 ng/g som gjennomsnittsverdi over alle år, $p=0,0002$ mellom lokaliteter). Det er betydelig høyere verdier i jord fra kreklinghei enn fra myr.



Figur 31. Endringer i gjennomsnittsverdier av 16 EPA PAH-er i jord fra 6 jordprøver fra kreklinghei og myr på lokalitetene Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Verdier i ng/g. Konfidensintervaller (95 %) vist.



Figur 32. Endringer i gjennomsnittsverdier av mulig kreftfremkallende 16 EPA PAH-er i jord fra 6 jordprøver fra kreklinghei og myr på lokalitetene Forsøl og Stangnes fra 2006 til 2013. Verdier i ng/g. Konfidensintervaller (95 %) vist.

Det var en sterk økning i PAH-verdiene i jord fra kreklingheia på begge lokaliteter i 2008, med størst økning på Forsøl (**Figur 31**). En svak økning ble samme år også observert i myrjorda. PAH-verdiene i kreklingheia har imidlertid gått tilbake etter 2008 til lavere verdier enn målingene fra 2006. Verdiene i myrjord har også gått tilbake, men sum 16EPA har økt noe i 2013 på begge lokaliteter.

Det bør bemerkes at verdiene funnet i hele perioden generelt er lave (< 150 ng/g) og i nærheten av blindnivåer. Dette medfører at de observerte endringene siden 2006 kun gir en indikasjon på utviklingen.

I målingene fra 2013 var noen av enkeltkomponentene innenfor hver prøve under metodens deteksjonsgrense. Som for plantevevsprøvene settes da konsentrasjonen lik deteksjonsgrensa ved beregning av sum 16EPA PAH, som gir en øvre skranke av konsentrasjonen av sum 16EPA PAH. Prøvemengden for de analyserte prøvene i 2013 var relativt konstant (mellom 2,25 – 8,54 g tørrvekt) og har liten påvirkning på ulikhetene funnet mellom innholdet av 16EPA PAH.

Årsaken til den betydelige økningen i jordsmonnet i kreklingheia i 2008 var høyst sannsynlig avsetninger av PAH fra utslipp til luft fra den ukontrollerte faklingen ved anlegget vinteren 2008. De lavere verdiene i myrjord skyldes trolig at det er større mikrobiologisk aktivitet som bryter ned PAH-ene i fuktig miljø.

På lik linje med plantevevsprøvene kan man også forvente lave verdier i jordprøvene. Verdiene er langt lavere enn normverdien (2000 ng/g) for når grunnen kan utgjøre en fare for helse og miljø ihht. Miljødirektoratets retningslinjer (Hansen & Danielsberg 2009) og samsvarer godt med verdiene funnet i de minst forurensede områdene i undersøkelsene utført av NGU av humusprøver fra Finnmark i 2011 (160 – 910 ng/g) (Jensen et al. 2012) og av urbanjord fra Oslo i 2009 (medianverdi 540 ng/g), Eggen & Anderson (2009). De målte jordprøvene er også mye lavere sammenliknet med forurensede områder, se f.eks. Okedeyi et al. (2013), der PAH i jord rundt et kullkraftverk i Sør-Afrika er i størrelsesorden 10 000 – 60 000 ng/g.

Ettersom gjenanalysen i 2008 viste en betydelig økning av PAH i jordsmonn, ble det som nevnt under metodikk målt PAH i jord også i 2009 og 2010. Måleprogrammet ble da utvidet til å omfatte metylerte naftalener og -fenantrener, samt reten, i tillegg til 16EPA PAH. Dette var for lettere å kunne skille om eventuell akkumulering i jorda stammer fra utslippet fra petroleumsanlegget på Melkøya eller fra lokal forurensning (f.eks. vedfyring). Vedfyring bidro i 2012 til 38% av det totale PAH utslippet i Norge (SSB 2014). Mineralolje inneholder alkylerte PAH og funn av metylerte naftalener og -fenantrener i jord kan være en indikasjon på at atmosfærisk nedfall skyldes utslipp til luft fra anlegget. Reten på den annen side, dannes ved forbrenning av gran og furu, og forhøyede verdier kan derfor indikere at vedfyring er kilden til atmosfærisk nedfall.

Det ble i jordprøvene fra 2013 funnet mindre mengder (tilnærmet blindnivå) metylerte komponenter og reten. Reten utgjorde mindre enn 3 % av det totale PAH-innholdet i samtlige jordprøver. Metylerte komponenter utgjorde en større andel (**Tabell 6**), men det er ingenting som tyder på at PAH-innholdet i jorda i 2013 stammer fra utslippet fra petroleumsanlegget.

Tabell 6. Innhold av alkylerte PAH i forhold til total PAH i jordprøver fra myr og kreklingheia på lokalitetene Forsøl og Stangnes i 2013.

| | Forsøl | | Stangnes | |
|-------------------|--------|-----|----------|-----|
| | Myr | Hei | Myr | Hei |
| Alkylerte PAH (%) | 20 | 17 | 23 | 15 |

5 Oppsummering og konklusjoner

5.1 Vegetasjon

Gjenanalysen av vegetasjonens artssammensetning viste svært få endringer i mengdeforhold mellom artene fra 2006 til 2013. Små variasjoner i artsmengder er helt vanlig ved gjenanalyser av vegetasjonens artssammensetning. Dette kan skyldes naturlige endringer i vegetasjonen, år til år variasjoner og når i vegetasjonens vekstperiode analysene er foretatt. Det ble heller ikke målt særlige endringer av arter som normalt responderer positivt på nitrogengjødsling, slike som gress og urter. 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 Plantevekst

Fjellkrekling i hei på Forsøl skiller seg ut fra de tre andre feltene hvor vekst måles, dvs. myr på Forsøl, samt myr og hei på Stangnes. Denne kontrasten ble også registrert i 2008. Etter all sannsynlighet skyldes det forskjeller i edafiske og/eller mikroklimatiske faktorer. Dette ser vi også på vekstformen av krekling, som i heia på Forsøl har en tendens til å være krypende, mens på de andre tre feltene viser krekling sterkere vertikal vekst. Vi ser derfor ingen mulig sammenheng mellom de ulike veksthastighetene og eventuelle effekter av utslipp fra LNG-anlegget på Melkøya. Mens vekst av brun fargelav og etasjemose ikke var forskjellig mellom lokalitetene i 2013, viste rusttorvmose en høyere veksthastighet på Forsøl enn på Stangnes. Nitrogeninnholdet er en anelse høyere i rusttorvmose på Stangnes enn på Forsøl, slik at det er lite sannsynlig at eventuelt nitrogennedfall fra LNG-anlegget har forårsaket den økte veksthastigheten på Forsøl. Da burde det i så fall ha vist seg med økte nitrogenkonsentrasjoner. Vi tolker derfor den forskjellige veksthastigheten mellom lokalitetene som et mulig resultat av ulike mikroklimatiske forhold. Det kan hende at grunnvannet står noe høyere på Forsøl, noe som gjør at torvmosen på Forsøl ikke tørker ut så ofte og dermed kan ha en mer kontinuerlig positiv fotosynteseaktivitet, som da igjen fører til økt vekst.

5.3 Fotosynteseaktivitet

Både mørkerespirasjon og fotosynteseaktivitet hos fjellkrekling var betydelig lavere i 2013 enn i 2008 og 2006. Dette gjaldt for begge lokalitetene, og reduksjonen er derfor ikke en effekt av aktivitetene på Melkøya. Som nevnt under kapittel 3.2.1 har det vært observert betydelige skader på fjellkrekling og andre vintergrønne planter i regionen de siste årene. Under feltarbeidet i 2013 noterte vi nok en gang at andelen av brune områder var høy, spesielt på eksponerte partier. Greinene av fjellkrekling brukt i fotosyntesemålingene, og som var valgt ut ved randomisert metode, hadde en betydelig andel av gule eller brune blader. Disse ble ikke regnet med i tørrvekten av prøvene, men indikerte likevel at plantene som helhet var i dårlig kondisjon, dvs. at også bladene som var grønne var påvirket. Vi tolker derfor de reduserte verdiene for mørkerespirasjon og fotosyntese som et resultat av klimatisk stress.

5.4 Plantekjemi

Generelt ligger innholdet av næringsstoffer i plantevev noe høyere på Stangnes enn på Forsøl, noe som trolig skyldes et noe rikere jordsmonn på Stangnes. Innholdet av plantenæringsstoffer i den undersøkte reinlaven og rusttorvmosen har endret seg noe etter at LNG-anlegget ble satt i drift. Det er imidlertid ikke noen trend at plantep prøvene fra lokaliteten Forsøl, som er den mest belastede med tanke på avsetninger fra luft, viser større endringer i kjemisk innhold, enn plantep prøvene fra Stangnes. Det kan heller ikke gjenfinnes noen økning av nitrogen i plantene som et resultat av et eventuelt økt nitrogennedfall fra LNG-anlegget.

Analysene av bly (Pb), nikkel (Ni), sink (Zn) viser en generell økning av tungmetaller i plantevev. Innhold av Pb har økt noe i reinlav, mens innhold av Ni og Zn har økt både i reinlav og rusttorvmose. Det er imidlertid ingen signifikante forskjeller mellom lokalitetene. Innhold av kvikksølv (Hg) har gått tilbake fra 2008 til 2013, både i reinlav og rusttorvmose på begge lokaliteter. Da det ikke er noen forskjell på lokalitetene, er det lite trolig at de registrerte endringene i tungmetallinnhold i plantevev skyldes utslipp fra LNG-anlegget.

Konsentrasjonene av PAH i plantevev har gått tilbake fra 2006 til 2013 på begge lokaliteter. Kun PAH i rusttorvmose viste en økning på Stangnes i 2008 etter den ukontrollerte faklingen ved LNG-anlegget samme år. PAH-verdiene i rusttorvmose og lav er svært lave, ofte under deteksjonsgrensene for analysen, og verdiene samsvarer godt med tilsvarende undersøkelser i lite forurensede områder.

5.5 Jordkjemi

Analysene av næringsparametere i jord viste små endringer fra 2006 til 2013, men det er en trend at nitrogeninnholdet har økt på Forsøl fra 2008 til 2013 i det mest belastede området for nedfall fra LNG-anlegget, mens innholdet har gått noe tilbake på Stangnes. Det er også en trend at basemetningen, dvs. jordas evne til å bufre mot sur nedbør har gått noe tilbake fra 2008 til 2013, samtidig som pH har blitt svakt lavere (surere) på begge lokaliteter. Endringene er imidlertid svært marginale og kan skyldes år til år variasjoner, og det er for tidlig å konkludere om endringene skyldes 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 2013 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.

Den ukontrollerte faklingen ved LNG-anlegget i 2008 førte samme år til en betydelig økning av PAH i jordsmonnet, og økningen var størst på den nærmeste overvåkingslokaliteten på Forsøl. Nivåene gikk imidlertid raskt tilbake. Allerede i 2009 var nivåene som før faklingen. PAH-verdiene i jord er lave, ofte under deteksjonsgrensene for analysen, og verdiene er langt lavere enn grenseverdiene for helse og miljø.

5.6 Vurdering av overvåkingsprogrammets metodikk og videre overvåking

5.6.1 Vedlikehold av felter

I 2013 viste det seg at opplysningsskilt og flere av merkepinnen på Stangnes var tatt bort og benyttet til bålrensing. 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 årlig vedlikehold av feltene. Dette gjøres også ved tilsvarende overvåkingsprogram for Ormen Lange prosessanlegg på Aukra operert av Norske Shell (Aarrestad et al. 2012). Årlig vedlikehold kan kombineres med årlige målinger av plantevekst, se kapittel 5.6.3 og innsamling av prøver til årlige kjemiske analyser, se kapittel 5.6.6.

5.6.2 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.

Gjenanalyser 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 gjenanalysen i 2013 ikke påvist 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. Gjenanalyser hvert femte år vil fange opp en eventuell langsiktig endring.

5.6.3 Plantevekst

Vekstvariabler er nyttige i overvåkingssammenheng, i og med at stress ofte fører til redusert vekst. En stor fare med for langt tidsrom mellom hver overvåking er at markeringer (for eksempel ringer på krekling og etasjemose) forsvinner eller forringes, at vekst over mange år gjør at det er vanskelig å gjenfinne enkeltindivider. Totalt sett vil lange tidsrom redusere muligheten for gjenfinning og dermed også måling av gjenvekst på individnivå. For måling av vekst kan derfor fem år mellom hver overvåking vise seg å være for mye. For disse parameterne er kortere tidsrom å anbefale, gjerne årlig målinger. Dette kan gjøres i forbindelse med et årlig vedlikehold av lokalitetene, noe som er anbefalt pga. slitasje på utstyr av hardført klima og menneskers bruk av utmarka til rekreasjonsformål, jamfør punktet ovenfor.

I 2013 løste vi problemet med tap av merkeringer ved å frigjøre oss fra individbaserte overvåkinger av krekling og etasjemose. Ettersom vi kjenner til hvor vi har gjort disse målingene tidligere, gjorde vi målingene de samme stedene, men uten å vite om det var nøyaktig de samme individene som ved forrige måling. Vi går også glipp av faste punkter som kan nyttes for måling av vekst over flere år. Vi målte i 2013 derfor kun vekst av siste års skudd, som er lett gjenkjennelig både hos krekling og etasjemose.

5.6.4 Fotosynteseaktivitet

Etter hvert har vi opparbeidet en interessant langtidsserie som viser betydelige variasjoner mellom måletidspunktene. Ingen av disse variasjonene kan knyttes til Snøhvit-utbyggingen. Lav variasjon innen hver lokalitet og år viser imidlertid at målingene har en høy presisjon, dvs. at endringer mellom år kan dokumenteres statistisk, og at endringen kan knyttes til ekstern påvirkning. Det vil si at dersom det skulle bli en betydelig endring i utslipp fra Melkøya i framtiden, vil fotosynteseaktivitet være en av de første påvisbare responsene. Vi anbefaler derfor fortsatt overvåking av fotosynteseaktivitet.

5.6.5 Kjemisk innhold i planter

Det var i 2013 store problem med å finne nok reinlav innen feltene til de kjemiske analysene, da mesteparten av laven er spist av rein. Vi anbefaler derfor at de kjemiske analysene av reinlav tas bort til beitetrykket eventuelt går tilbake. Prøvene erstattes med flere prøver av torvmose for å øke sikkerheten i de statistiske beregningene. Fem prøver fra hvert analyseår er i minste laget for statistiske beregninger for med sikkerhet å klarlegge endringer over tid.

Det kjemiske innhold i plantene har endret seg lite etter at LNG-anlegget ble satt i drift. Det er lite trolig at innhold av metallnæringsstoffer vil endre seg betydelig ved dagens utslipp, og analysene av disse elementene kan tas ut av programmet. Det er imidlertid viktig å fortsette overvåking av tungmetaller og nitrogen i plantevev med tanke på mulige utslippsuhell fra LNG-anlegget. 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 5.6.6). PAH-analysene av plantemateriale kan derfor med fordel tas ut av overvåkingsprogrammet.

5.6.6 Kjemisk innhold i jord

Økt nitrogeninnhold i jord fra Forsøl og generelt lavere pH og basemetning på begge lokaliteter kan indikere en forsurening av jordsmonnet. Det er viktig å opprettholde de kjemiske analysene av jordparametere for å se om det eventuelt er en forurensningsprosess på gang i området.

Innhold av tungmetaller viste ingen trender som kan knyttes direkte til utslipp fra LNG-anlegget, men innhold av nikkel og sink har økt på begge lokaliteter. Som et føre var prinsipp bør analysene av tungmetaller i jord fortsette.

Utslippene av sot fra LNG-anlegget i 2008 førte umiddelbart til en betydelig økning av PAH i jordsmonnet, særlig i kreklinghei 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 fra kreklinghei er derfor en svært god indikator som responderer raskt på forurensnings-situasjonen i nærområdet til LNG-anlegget. Analysene anbefales derfor videreført. PAH-målingene i myrjord kan med fordel tas bort, da disse viser mindre variasjoner knyttet til nedfallet. Myranalysene kan erstattes med flere parallelle prøver av jord fra kreklinghei for å gi mer statistisk holdbare resultater. 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

- Achermann, B. & Bobbink, R. (eds.) 2003. Empirical critical loads for nitrogen. Expert Workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. - Bern, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164).
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. - *Sommerfeltia* 34. 223 pp. + Suppl.
- Bates, J. W. 2000. Mineral nutrition, substratum, and pollution. - I: Shaw, A. J. & Goffinet, B., (red.): *Bryophyte biology*, pp.248-311. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bjerke J.W., Bokhorst S., Zielke M., Callaghan T.V., Bowles F.W. & Phoenix G.K. 2011: Contrasting sensitivity to extreme winter warming events of dominant sub-Arctic heathland bryophyte and lichen species. - *Journal of Ecology* 99: 1481–1488.
- Blasco, M., Domeno, C. & Nerin, C. 2006. Use of lichens as pollution biomonitors in remote areas: Comparison of PAHs extracted from lichens and atmospheric particles sampled in and around the Somport tunnel (Pyrenees). - *Environmental Science & Technology* 40: 6384-6391.
- Blomberg, K. 1972. Tillväxtstudier hos *Empetrum hermaphroditum* (Growth studies in *E. hermaphroditum*). - *Trebetygsuppsatts*, Botaniska inst., Stockholms universitet, 46 pp.
- Bobbink, B. & Hettelingh, J.-P. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. - Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIUM), www.rivm.nl.cce.
- Bokhorst S., Bjerke J.W., Tømmervik H., Callaghan T.V. & Phoenix G.K. 2009: Winter warming events damage sub-Arctic vegetation: consistent evidence from an experimental manipulation and a natural event. - *Journal of Ecology* 97: 1408–1415.
- Bokhorst S., Bjerke J.W., Tømmervik H., Preece C. & Phoenix G.K. 2012: Ecosystem response to climatic change: the importance of the non-growing season. - *Ambio* 41 (suppl. 3): 246–255.
- Bruteig, I.E. 2002. Miljøovervåking Tjeldbergodden. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen 1999. - Allforsk rapport 18: 1-39.
- Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Cawley, L., Read, D.J. & Lee, J.A. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. - *New Phytologist* 141: 423-431.
- Clymo, R. S. 1970. The growth of *Sphagnum*: methods of measurements. - *Journal of Ecology* 58: 13-49.
- De Nicola, F., Spagnuolo, V., Baldantoni, D. Sessa, L., Alfani, A., Bargagli, R., Monaci, F., Terracciano, S. & Giordano, S. 2013. Improved biomonitoring of airborne contaminants by combined use of holm oak leaves and epiphytic moss. - *Chemosphere* 92:1224–1230.
- Eggen, O.A. & Andersson, M. 2009. Aktsomhetskart for forurensset grunn i Oslo - Geokjemiske kart for arsen, tungmetaller og organiske miljøgifter. – NGU rapport nr. 2009.055.
- Foan, L., Leblond, S., Thöni, L., Raynaud, C., Santamaría, J.M., Sebilo, M. & Simon, V. 2014. Spatial distribution of PAH concentrations and stable isotope signatures (¹³C, ¹⁵N) in mosses from three European areas - Characterization by multivariate analysis. - *Environmental Pollution* 184: 113-122.
- Frisvoll, A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. Vitenskapleg og norsk namneverk. - NINA Temahefte 4: 1-104.
- Gjerstad, K. I. 2006. Modellering av spredning og avsetning basert på prognoser for utslipp, Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. - NILU OR 31/2006.
- Gjerstad, K.I. og Liu, L. 2010. Modellering av luftkvalitet og avsetningsnivå april 2008 – april 2009. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. - NILU OR 2/2010.

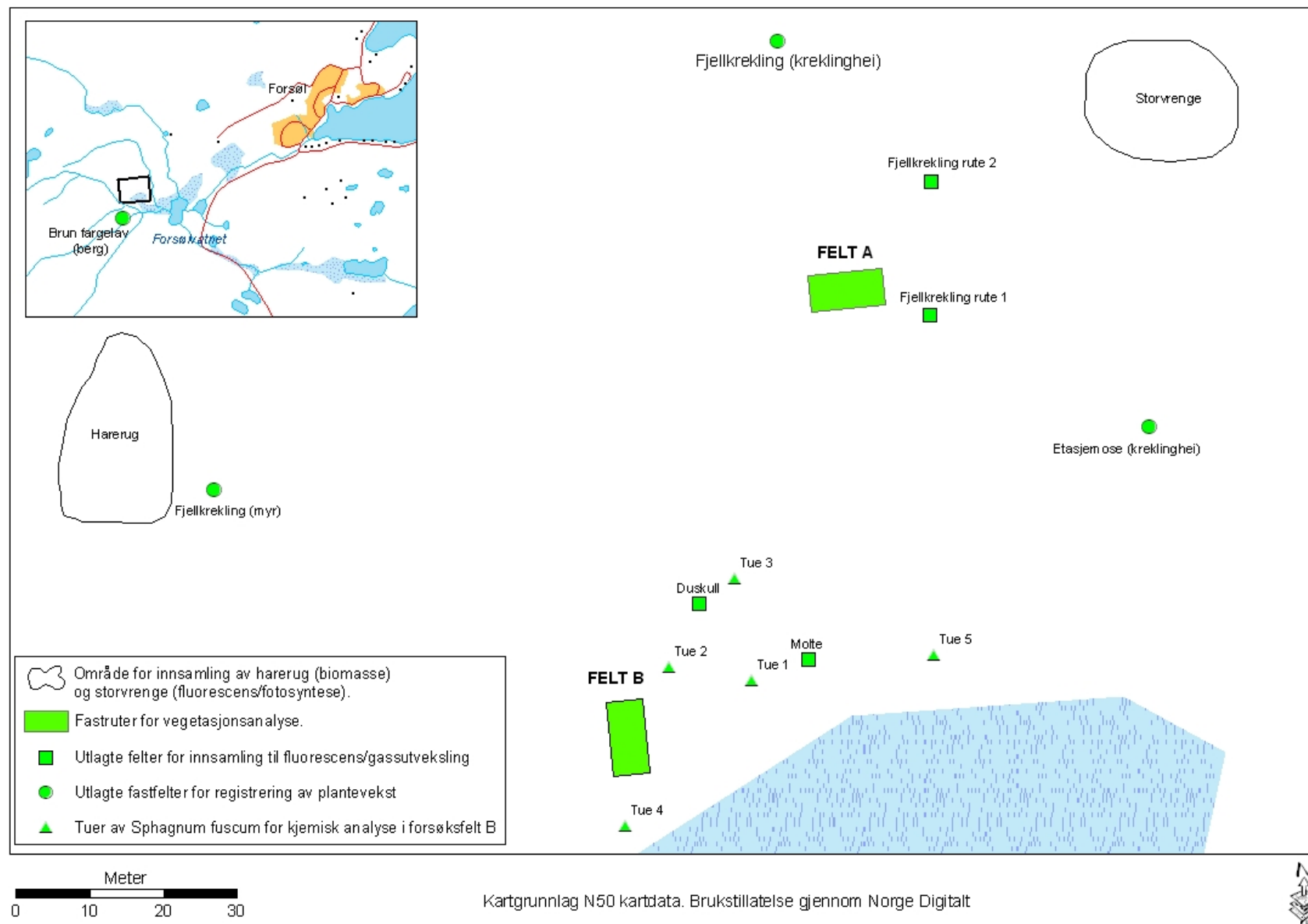
- Gjerstad, K.I. 2012. Modelling av luftkvalitet og avsetningsnivå april 2010 – april 2011. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. - NILU OR 13/2012).
- Grimmer, G. & Böhnke, H. 1972. Bestimmung des Gesamtgehaltes aller polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe in Luftstaub und Kraftfahrzeugabgas mit der Capillar-Gas-Chromatographie. - Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie 261:310-314.
- Guidotti, M., Stella, D., Owczarek, M., De Marco, A. & De Simone, C. 2003. Lichens as polycyclic aromatic hydrocarbon bioaccumulators used in atmospheric pollution studies. - Journal of Chromatography A 985: 185-190.
- Gunnarsson, U. & Rydin, H. 2000. Nitrogen fertilization reduces *Sphagnum* production in bog communities. - New Phytologist 147: 527-537.
- Hak, C. 2013. Måledata. Juli 2011 - Juni 2012. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. - NILU OR 03/2013.
- Hansen, H.J. & Danielsberg, A. 2009. Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. - SFT rapport 2553/2009.
- Haritash, A.K. & Kaushik, CP. 2009. Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. - Journal of Hazardous Materials 169: 1-15.
- Holien, H. & Tønsberg, T. 2006. Norsk lavflora. - Tapir Akademisk Forlag, Trondheim. 224 s.
- Jaklin, J. 1987. Liquid-liquid micro-partition. An efficient sample preparation technique in the analysis of polycyclic aromatic compounds (PACs). - Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie 327:723-724.
- Jensen, H.K.B., Finne, T.E., Gwynn, J. & Jensen L.K. 2012. Forurensingsbelastning i humusprøver fra østlige og indre Finnmark: tungmetaller, radioaktive elementer, arsen og PAH₁₆ og variasjoner i perioden 1995 – 2011. - NGU Rapport nr. 2012.042.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo. 368 s.
- Lid, J. & Lid, D. T. 2005. Norsk flora. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Liu, X., Zhang, G., Jones, K.C., Li, X., Peng, X. & Qi, S. 2005. Compositional fractionation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mosses (*Hypnum plumaeformae* WILS.) from northern slope of Nanling Mountains, South China. - Atmospheric Environment 39: 5490-5499.
- Liu, L., Walker, S.-E., Hak, C., Gjerstad, K.I. 2011. Modelling av luftkvalitet og avsetningsnivå april 2009 – april 2010. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. - NILU OR 44/2011.
- Migaszewski, Z.M., Galuszka, A. & Paslawski, P. 2002. Polynuclear aromatic hydrocarbons, phenols, and trace metals in selected soil profiles and plant bioindicators in the Holy Cross Mountains, South-Central Poland. - Environment International 28: 303-313.
- Myking, T., Aarrestad, P.A., Derome, J., Bakkestuen, V., Bjerke, J.W., Gytarsky, M., Isaeva, L., Karaban, R., Korotkov, V., Lindgren, M., Lindroos, A.-J., Røseberg, I., Salemaa, M., Tømmervik, H. & Vassilieva, N. 2009. Effects of air pollution from a nickel-copper industrial complex on boreal forest vegetation in the joint Russian, Norwegian, Finnish border area. - Boreal Environment Research. 14: 279-296.
- Nybakken, L., Gauslaa, Y. & Solhaug, K.A. 2000: Lys- og varmekfølsomhet til brune og bleke populasjoner av bladlaven lungenever *Lobaria pulmonaria*. - Blyttia 58, 185-191.
- 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, Ås, Norway. 23 pp.
- Okeideyi, O.O., Nindi, M.M., Dube, S. & Awofolu, O.R. 2013. Distribution and potential sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils around coal-fired power plants in South Africa. - Environmental Monitoring Assessment 185: 2073-2082.

- Orlinski, R. 2002. Multipoint moss passive samplers assessment of urban airborne polycyclic aromatic hydrocarbons: concentrations profile and distribution along Warsaw main streets. - *Chemosphere* 48: 181-186.
- Pedersen, B. & Aarrestad, P.A. (red.) 2012. Program for miljøovervåking Tjeldbergodden. Overvåking av jord, vegetasjon og epifytter 2011 – NINA Rapport 861. 113 s.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Reindriftsforvaltningen 2013. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. - Reindriftsforvaltningen, Alta.
- Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A., Tønsberg, T. & Vitikainen O. 2004. Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. - *Museum og Evolution*, Uppsala University. 359 pp.
- SFT 1992. Virkninger av luftforurensinger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. - Oslo, SFT-rapport 92:16.
- 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.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*. ed.3. - Freeman, New York.
- SSB 2014. Utslipp av miljøgifter, nasjonale tall. «Utslipp til luft av miljøgifter og svevestøv, 1990-2012». Oslo, Statistisk sentralbyrå. URL nedlastet 10.02.2014: <http://ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/milgift/aar/2014-01-29?fane=tabell&sort=nummer&tabell=160405>.
- Statoil 2006. Konsekvenser av utslipp til luft fra Hammerfest LNG (fase 1). - Intern Statoil rapport.
- Steinnes, E., Berg, T., Uggerud, H.T. & Pfaffhuber, K.A. 2011. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse. - SPFO-rapport: 1109/2011. Klima og forurensingsdirektoratet.
- Steinnes, E. & Schlabach, M. 2012. Moseundersøkelser i Norge 2010. Nivåer av organiske miljøgifter på 20 lokaliteter. – SPFO-rapport: 1120/2012. Klima og forurensingsdirektoratet.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. - NIJOS rapport 08/2001: 1-46.
- Økland, R. H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. - *Sommerfeltia* Suppl. 1: 1-233.
- 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: 1-78.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Hagen, D. & Tømmervik, H. 2006. Statoils overvåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord - grunnlagsundersøkelser 2006. - NINA Rapport 210. 33 pp. + Vedlegg.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Bakkestuen, V., Hagen, D. & Wilmann, B. 2008. Statoil-Hydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord - gjenanalyser 2008. - NINA Rapport 421: 50 s. + Vedlegg.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Myklebost, H. 2011. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg og Reservegasskraftverk på Nyhamna, Gossa. Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser og nyetablering av overvåkingsfelter i 2010. – NINA Rapport 690. 60 s.(inkl. Vedlegg).
- Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L.R. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2012. - NILU OR 41/2012. 40pp.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S., Yttri, K.E. 2013 Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler 2012. Statlig program for forurensningsovervåking. - NILU OR 14/2013.

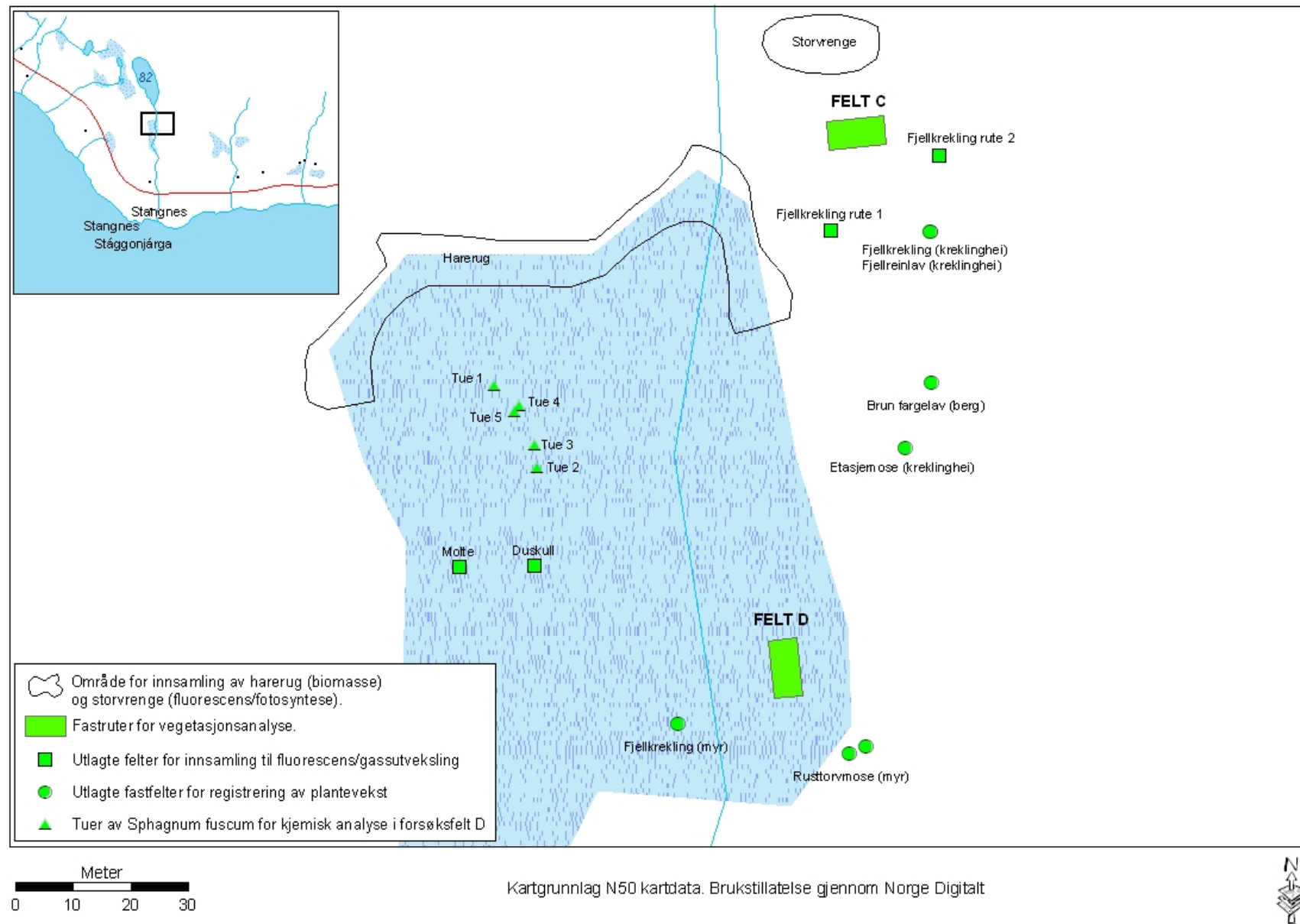
7 Vedlegg

- 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 2013.
- Vedlegg 5. Arter og mengdeendringer i kreklinghei på Forsøl, 2006 - 2013.
- Vedlegg 6. Arter og mengdeendringer i kreklinghei på Stangnes, 2006 - 2013.
- Vedlegg 7. Arter og mengdeendringer i myr på Forsøl, 2006 - 2013.
- Vedlegg 8. Arter og mengdeendringer i myr på Stangnes, 2006 - 2013.
- Vedlegg 9. Kjemisk innhold i lys reinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) i 2013.
- Vedlegg 10. Kjemisk innhold i rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) i 2013.
- Vedlegg 11. Jordkjemiske data fra ruteanalysene i kreklinghei i 2013.
- Vedlegg 12. Jordkjemiske data fra ruteanalysene på myr i 2013.
- Vedlegg 13. PAH-verdier i plantemateriale fra lys reinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) i 2013.
- Vedlegg 14. PAH-verdier i plantemateriale fra rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) i 2013.
- Vedlegg 15. PAH-verdier fra jordprøver i kreklinghei i 2013.
- Vedlegg 16. PAH-verdier fra jordprøver i myr i 2013.

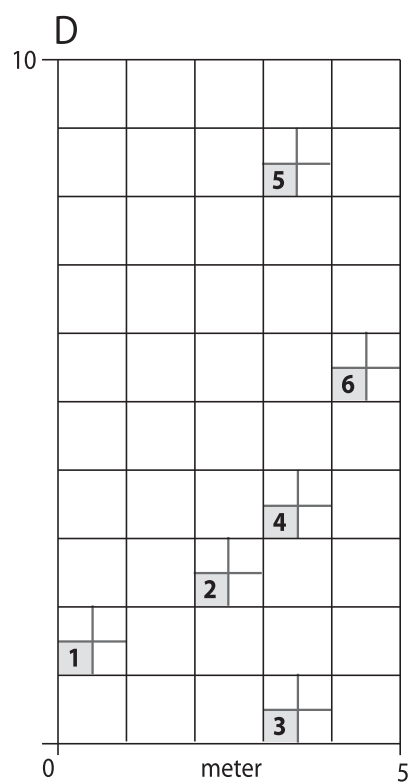
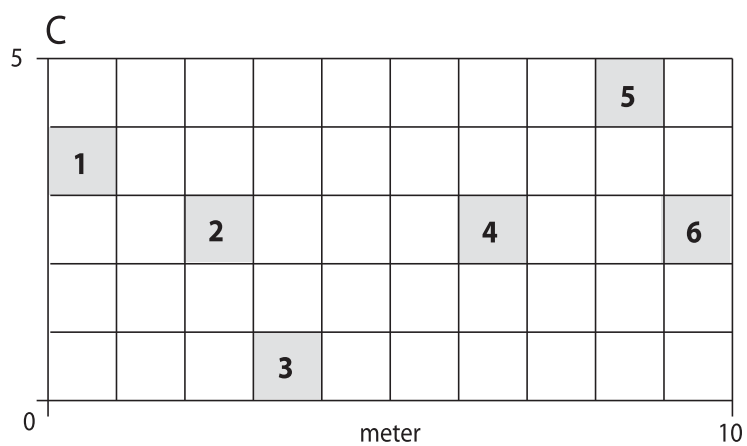
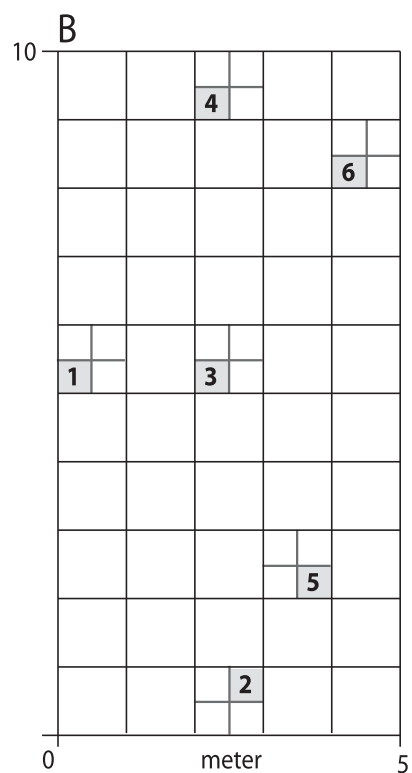
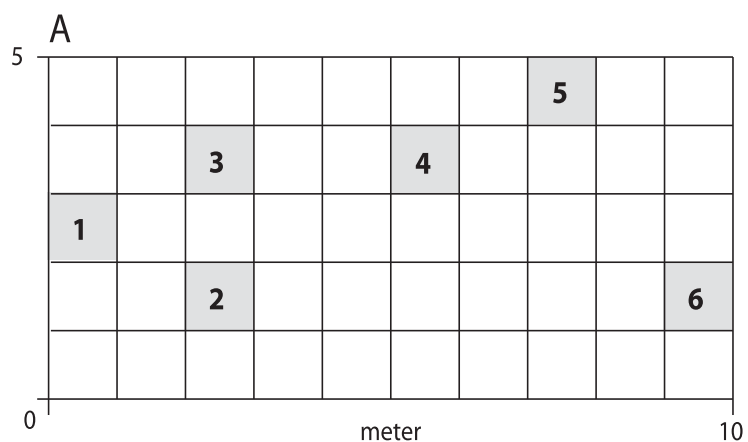
Vedlegg 1. Overvåkingsdesign for lokaliteten Forsøl. Biomasse av harerug ble tatt ut av overvåkingen i 2008.



Vedlegg 2. Overvåkingsdesign for lokaliteten Stangnes. Biomasse av harerug ble tatt ut av overvåkingen i 2008.



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



Vedlegg 4. Vitenskapelige og norske navn på planter funnet i feltene fra 2006 til 2013.

| Vitenskapelig navn | Norsk navn |
|---|------------------------|
| Lyng | |
| <i>Andromeda polifolia</i> | Kvitlyng |
| <i>Betula nana</i> | Dvergbjørk |
| <i>Empetrum nigrum</i> ssp. <i>hermaphroditum</i> | Fjellkrekling |
| <i>Oxycoccus</i> sp. | Tranebærslekta |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> | Blåbær |
| <i>Vaccinium uliginosum</i> | Bløkkebær (Skinntryte) |
| <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>Brachythecium reflexum</i> | Sprikelundmose |
| <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>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 |

Sanionia uncinata
Sphagnum centrale
Sphagnum fallax gr.
Sphagnum papillosum
Sphagnum quinquefarium
Sphagnum riparium
Sphagnum russowii
Sphagnum squarrosum
Sphagnum subnitens
Sphagnum tenellum
Sphagnum warnstorffii
Straminergon stramineum

Levermoser

Anastrophyllum minutum
Barbilophozia binsteadii
Barbilophozia floerkei
Barbilophozia kunzeana
Barbilophozia lycopodioides
Barbilophozia rubescens
Calypogeia muelleriana
Calypogeia sp.
Calypogeia sphagnicola
Cephalozia bicuspidata
Cephalozia lunulifolia
Cephalozia sp.
Cladopodiella fluitans
Hepaticae
Lophozia obtusa
Lophozia sp.
Lophozia ventricosa coll.
Ptilidium ciliare
Scapania sp.

Busklav

Alectoria nigricans
Bryocaulon divergens
Cetraria ericetorum
Cladonia arbuscula coll.
Cladonia bellidiflora
Cladonia carneola
Cladonia chlorophaea coll.
Cladonia crispata
Cladonia furcata
Cladonia gracilis
Cladonia rangiferina
Cladonia sp.
Cladonia uncialis
Flavocetraria cucullata

Klobleikmose
 Kratt-torvmose
 Broddtorvmose mm.
 Vortetorvmose
 Lyngtorvmose
 Skartorvmose
 Tvaretorvmose
 Spriketorvmose
 Blanktorvmose
 Dvergtorvmose
 Rosetorvmose
 Grasmose

Tråddraugmose
 Torvskjeggmose
 Lyngskjeggmose
 Myrskjeggmose
 Gåsefotskjeggmose
 Heiskjeggmose
 Sumpflak
 Flakmoseslekta
 Sveltflak
 Broddglefsemose
 Myrglefsemose
 Glefsemoseslekta
 Myrsnutemose
 Levermoser
 Buttflik
 Flikmoseslekta
 Grokorn-/Skogflik
 Bakkefrynse
 Tvebladmoseslekta

Jervskjegg
 Fjelltagg
 Smal islandslav
 Lys reinlav/Fjellreinlav
 Blomsterlav
 Bleikbeger
 Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger
 Traktlav
 Gaffellav
 Syllav
 Grå reinlav
 Begerlav
 Piggjav
 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. Total småruteforekomster (Frekvens - maksimum 96) og gjennomsnitt prosent dekning (Prosent) av arter i 6 analyseruter a 1 m x 1 m i kreklinghei på Forsøl.

| Lokalitet | | Frekvens | | | Prosent | | |
|----------------------|---------------------------------------|----------|------|------|---------|------|------|
| FORSØL - hei | Vitenskapelige navn | 2006 | 2008 | 2013 | 2006 | 2008 | 2013 |
| Karplanter | | | | | | | |
| - dvergbusker | <i>Empetrum nigrum</i> | | | | | | |
| | <i>ssp. hermaphroditum</i> | 96 | 96 | 96 | 16,0 | 16,0 | 16,0 |
| | <i>Vaccinium myrtillus</i> | 35 | 36 | 40 | 5,8 | 6,0 | 6,7 |
| | <i>Vaccinium uliginosum</i> | 27 | 24 | 25 | 4,5 | 4,0 | 4,2 |
| | <i>Vaccinium vitis-idaea</i> | 6 | 5 | 5 | 1,0 | 0,8 | 0,8 |
| - urter | <i>Chamaepericlymenum suecicum</i> | 79 | 82 | 83 | 13,2 | 13,7 | 13,8 |
| - graminider | <i>Avenella flexuosa</i> | 42 | 42 | 28 | 7,0 | 7,0 | 4,7 |
| | <i>Eriophorum vaginatum</i> | 3 | 3 | 3 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| Bladmoser | | | | | | | |
| | <i>Brachythecium reflexum</i> | | 2 | | | 0,3 | |
| | <i>Dicranum fuscescens/flexicaule</i> | 84 | 88 | 87 | 14,0 | 14,7 | 14,5 |
| | <i>Dicranum scoparium</i> | 35 | 32 | 45 | 5,8 | 5,3 | 7,5 |
| | <i>Dicranum sp.</i> | 3 | 3 | | 0,5 | 0,5 | |
| | <i>Hylocomium splendens</i> | 16 | 18 | 19 | 2,7 | 3,0 | 3,2 |
| | <i>Pleurozium schreberi</i> | 93 | 95 | 96 | 15,5 | 15,8 | 16,0 |
| | <i>Pohlia nutans</i> | 3 | 4 | | 0,5 | 0,7 | |
| | <i>Racomitrium lanuginosum</i> | 4 | 4 | 5 | 0,7 | 0,7 | 0,8 |
| | <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> | 1 | | | 0,2 | | |
| Levermoser | | | | | | | |
| | <i>Anastrophyllum minutum</i> | 7 | 9 | 22 | 1,2 | 1,5 | 3,7 |
| | <i>Barbilophozia binsteadii</i> | 1 | 1 | 1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| | <i>Barbilophozia floerkei</i> | 38 | 40 | 26 | 6,3 | 6,7 | 4,3 |
| | <i>Barbilophozia kunzeana</i> | 2 | 2 | 1 | 0,3 | 0,3 | 0,2 |
| | <i>Barbilophozia lycopodioides</i> | 16 | 10 | 14 | 2,7 | 1,7 | 2,3 |
| | <i>Calypogeia muelleriana</i> | | | 1 | | | 0,2 |
| | <i>Cephalozia sp.</i> | | | 2 | | | 0,3 |
| | <i>Lophozia obtusa</i> | 1 | 1 | 3 | 0,2 | 0,2 | 0,5 |
| | <i>Lophozia ventricosa coll.</i> | 2 | 3 | 14 | 0,3 | 0,5 | 2,3 |
| | <i>Ptilidium ciliare</i> | 90 | 93 | 95 | 15,0 | 15,5 | 15,8 |
| Lav - busklav | | | | | | | |
| | <i>Cladonia bellidiflora</i> | 2 | 2 | 2 | 0,3 | 0,3 | 0,3 |
| | <i>Cladonia carneola</i> | 21 | 18 | 14 | 3,5 | 3,0 | 2,3 |
| | <i>Cladonia crispata</i> | | 1 | 1 | | 0,2 | 0,2 |
| | <i>Cladonia furcata</i> | 37 | 25 | 36 | 6,2 | 4,2 | 6,0 |
| | <i>Cladonia gracilis</i> | 71 | 65 | 35 | 11,8 | 10,8 | 5,8 |
| | <i>Cladonia rangiferina</i> | 84 | 85 | 84 | 14,0 | 14,2 | 14,0 |
| | <i>Cladonia uncialis</i> | 53 | 59 | 62 | 8,8 | 9,8 | 10,3 |
| | <i>Cladonia arbuscula coll.</i> | 96 | 95 | 93 | 16,0 | 15,8 | 15,5 |
| | <i>Cladonia chlorophaea coll.</i> | 16 | 17 | 17 | 2,7 | 2,8 | 2,8 |
| | <i>Nephroma arcticum</i> | 35 | 29 | 32 | 5,8 | 4,8 | 5,3 |
| - skorpelav | <i>Ochrolechia frigida</i> | 1 | 1 | 1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |

Vedlegg 6. Total småruteforekomster (Frekvens - maksimum 96) og gjennomsnitt prosent dekning (Prosent) av arter i 6 analyseruter a 1 m x 1 m i kreklinghei på Stangnes.

| Lokalitet | | Frekvens | | | Prosent | | |
|-------------------|---------------------------------------|----------|------|------|---------|------|------|
| STANGNES - hei | Vitenskapelige navn | 2006 | 2008 | 2013 | 2006 | 2008 | 2013 |
| Karplanter | | | | | | | |
| - dvergbusker | <i>Empetrum nigrum</i> | | | | | | |
| | <i>ssp. hermaphroditum</i> | 96 | 96 | 96 | 16,0 | 16,0 | 16,0 |
| | <i>Vaccinium myrtillus</i> | 74 | 75 | 78 | 12,3 | 12,5 | 13,0 |
| | <i>Vaccinium uliginosum</i> | 40 | 41 | 37 | 6,7 | 6,8 | 6,2 |
| | <i>Vaccinium vitis-idaea</i> | 96 | 96 | 96 | 16,0 | 16,0 | 16,0 |
| - urter | <i>Chamaepericlymenum suecicum</i> | 68 | 73 | 67 | 11,3 | 12,2 | 11,2 |
| - graminider | <i>Equisetum arvense</i> | 14 | 14 | 6 | 2,3 | 2,3 | 1,0 |
| | <i>Avenella flexuosa</i> | 34 | 35 | 26 | 5,7 | 5,8 | 4,3 |
| Bladmoser | | | | | | | |
| | <i>Dicranum fuscescens/flexicaule</i> | 90 | 93 | 94 | 15,0 | 15,5 | 15,7 |
| | <i>Dicranum montanum</i> | 1 | 2 | | 0,2 | 0,3 | 0,0 |
| | <i>Dicranum scoparium</i> | 42 | 46 | 37 | 7,0 | 7,7 | 6,2 |
| | <i>Hylocomium splendens</i> | 4 | 13 | 11 | 0,7 | 2,2 | 1,8 |
| | <i>Pleurozium schreberi</i> | 94 | 93 | 92 | 15,7 | 15,5 | 15,3 |
| | <i>Pohlia nutans</i> | 3 | 8 | 4 | 0,5 | 1,3 | 0,7 |
| | <i>Polytrichum commune</i> | 7 | 7 | 4 | 1,2 | 1,2 | 0,7 |
| | <i>Polytrichum strictum</i> | 2 | 4 | 2 | 0,3 | 0,7 | 0,3 |
| | <i>Sanionia uncinata</i> | | 1 | | | 0,2 | |
| Levermoser | | | | | | | |
| | <i>Anastrophyllum minutum</i> | 2 | 5 | 5 | 0,3 | 0,8 | 0,8 |
| | <i>Barbilophozia floerkei</i> | 34 | 38 | 43 | 5,7 | 6,3 | 7,2 |
| | <i>Barbilophozia kunzeana</i> | 3 | 3 | 3 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| | <i>Barbilophozia lycopodioides</i> | 3 | 4 | 3 | 0,5 | 0,7 | 0,5 |
| | <i>Barbilophozia rubescens</i> | 1 | 1 | 1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| | <i>Lophozia obtusa</i> | 3 | 3 | 4 | 0,5 | 0,5 | 0,7 |
| | <i>Lophozia ventricosa</i> coll. | 1 | 1 | 1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| | <i>Ptilidium ciliare</i> | 92 | 95 | 95 | 15,3 | 15,8 | 15,8 |
| Lav | | | | | | | |
| | <i>Alectoria nigricans</i> | 2 | | | 0,3 | | |
| - busklav | <i>Bryocaulon divergens</i> | 2 | 2 | 3 | 0,3 | 0,3 | 0,5 |
| | <i>Cetraria ericetorum</i> | | 3 | 3 | | 0,5 | 0,5 |
| | <i>Cladonia arbuscula</i> coll. | 91 | 85 | 85 | 15,2 | 14,2 | 14,2 |
| | <i>Cladonia bellidiflora</i> | 16 | 17 | 4 | 2,7 | 2,8 | 0,7 |
| | <i>Cladonia carneola</i> | 18 | 21 | 14 | 3,0 | 3,5 | 2,3 |
| | <i>Cladonia chlorophaea</i> coll. | 28 | 27 | 16 | 4,7 | 4,5 | 2,7 |
| | <i>Cladonia furcata</i> | 23 | 21 | 10 | 3,8 | 3,5 | 1,7 |
| | <i>Cladonia gracilis</i> | 68 | 76 | 60 | 11,3 | 12,7 | 10,0 |
| | <i>Cladonia rangiferina</i> | 24 | 43 | 33 | 4,0 | 7,2 | 5,5 |
| | <i>Cladonia</i> sp. | 8 | 2 | 2 | 1,3 | 0,3 | 0,3 |

Vedlegg 6 forts.

| Lokalitet | | Frekvens | | | Prosent | | |
|----------------|--------------------------------|----------|------|------|---------|------|------|
| STANGNES - hei | Vitenskapelige navn | 2006 | 2008 | 2013 | 2006 | 2008 | 2013 |
| | <i>Cladonia uncialis</i> | 51 | 58 | 56 | 8,5 | 9,7 | 9,3 |
| | <i>Flavocetraria cucullata</i> | | 1 | | | 0,2 | |
| | <i>Nephroma arcticum</i> | 25 | 24 | 25 | 4,2 | 4,0 | 4,2 |
| | <i>Parmelia sulcata</i> | 1 | | | 0,2 | | |
| | <i>Peltigera scabrosa</i> | 18 | 21 | 21 | 3,0 | 3,5 | 3,5 |
| | <i>Psoroma hypnorum</i> | 10 | 9 | 9 | 1,7 | 1,5 | 1,5 |
| | <i>Stereocaulon</i> sp. | 15 | 20 | 11 | 2,5 | 3,3 | 1,8 |
| - skorpelav | <i>Ochrolechia frigida</i> | 11 | 19 | 23 | 1,8 | 3,2 | 3,8 |
| Alger | <i>Chlorophyceae</i> | 2 | 2 | | 0,3 | 0,3 | |

Vedlegg 7. Total småruteforekomster (Frekvens - maksimum 96) og gjennomsnitt prosent dekning (Prosent) av arter i 6 analyseruter a 0,5 m x 0,5 m i myr på Forsøl.

| Lokalitet | | Frekvens | | | Prosent | | |
|-------------------|------------------------------------|----------|------|------|---------|------|------|
| FORSØL - myr | Vitenskapelige navn | 2006 | 2008 | 2013 | 2006 | 2008 | 2013 |
| Karplanter | | | | | | | |
| - dvergbusker | <i>Andromeda polifolia</i> | 96 | 96 | 96 | 16,0 | 16,0 | 16,0 |
| | <i>Betula nana</i> | 20 | 17 | 10 | 3,3 | 2,8 | 1,7 |
| | <i>Empetrum nigrum</i> | | | | | | |
| | ssp. <i>hermaphroditum</i> | 80 | 82 | 84 | 13,3 | 13,7 | 14,0 |
| | <i>Oxycoccus</i> sp. | 80 | 90 | 94 | 13,3 | 15,0 | 15,7 |
| | <i>Vaccinium uliginosum</i> | 22 | 24 | 29 | 3,7 | 4,0 | 4,8 |
| - urter | <i>Comarum palustre</i> | 9 | 15 | 13 | 1,5 | 2,5 | 2,2 |
| - graminider | <i>Equisetum arvense</i> | | 1 | | | 0,2 | |
| | <i>Menyanthes trifoliata</i> | 30 | 24 | 11 | 5,0 | 4,0 | 1,8 |
| | <i>Parnassia palustris</i> | 2 | 2 | | 0,3 | 0,3 | |
| | <i>Pinguicula vulgaris</i> | | 1 | 1 | 0,0 | 0,2 | 0,2 |
| | <i>Rubus chamaemorus</i> | 9 | 10 | 4 | 1,5 | 1,7 | 0,7 |
| | <i>Carex lasiocarpa</i> | 8 | 9 | 5 | 1,3 | 1,5 | 0,8 |
| | <i>Carex pauciflora</i> | 3 | 5 | 8 | 0,5 | 0,8 | 1,3 |
| | <i>Carex paupercula</i> | 32 | 31 | 47 | 5,3 | 5,2 | 7,8 |
| | <i>Carex rostrata</i> | 73 | 64 | 76 | 12,2 | 10,7 | 12,7 |
| | <i>Calamagrostis phragmitoides</i> | | 1 | 1 | | 0,2 | 0,2 |
| | <i>Eriophorum angustifolium</i> | 91 | 94 | 86 | 15,2 | 15,7 | 14,3 |
| | <i>Eriophorum vaginatum</i> | 59 | 60 | 57 | 9,8 | 10,0 | 9,5 |
| | <i>Trichophorum cespitosum</i> | | | | | | |
| | ssp. <i>cespitosum</i> | 25 | 30 | 31 | 4,2 | 5,0 | 5,2 |
| Bladmoser | | | | | | | |
| | <i>Dicranum scoparium</i> | 5 | 5 | 5 | 0,8 | 0,8 | 0,8 |
| | <i>Dicranum spadiceum</i> | 1 | 1 | 1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| | <i>Sphagnum centrale</i> | 18 | 18 | 12 | 3,0 | 3,0 | 2,0 |
| | <i>Sphagnum fallax</i> gr. | 76 | 78 | 81 | 12,7 | 13,0 | 13,5 |
| | <i>Sphagnum papillosum</i> | 3 | 3 | 3 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| | <i>Sphagnum quinquefarium</i> | | | 1 | | | 0,2 |
| | <i>Sphagnum riparium</i> | 61 | 63 | 76 | 10,2 | 10,5 | 12,7 |
| | <i>Sphagnum squarrosum</i> | 10 | 9 | 9 | 1,7 | 1,5 | 1,5 |
| | <i>Sphagnum subnitens</i> | 11 | 11 | 9 | 1,8 | 1,8 | 1,5 |
| | <i>Sphagnum tenellum</i> | | | 1 | | | 0,2 |
| | <i>Sphagnum warnstorffii</i> | 6 | 7 | 5 | 1,0 | 1,2 | 0,8 |
| | <i>Straminergon stramineum</i> | 28 | 23 | 23 | 4,7 | 3,8 | 3,8 |
| Levermoser | | | | | | | |
| | <i>Cephalozia bicuspidata</i> | 8 | 11 | 15 | 1,3 | 1,8 | 2,5 |

Vedlegg 8. Total småruteforekomster (Frekvens - maksimum 96) og gjennomsnitt prosent dekning (Prosent) av arter i 6 analyseruter a 0,5 m x 0,5 m i myr på Stangnes.

| Lokalitet | | Frekvens | | | Prosent | | |
|-------------------|------------------------------------|----------|------|------|---------|------|------|
| STANGNES - myr | Vitenskapelige navn | 2006 | 2008 | 2013 | 2006 | 2008 | 2013 |
| Karplanter | | | | | | | |
| - dvergbusker | <i>Andromeda polifolia</i> | 89 | 93 | 96 | 14,8 | 15,5 | 16,0 |
| | <i>Betula nana</i> | 28 | 27 | 25 | 4,7 | 4,5 | 4,2 |
| | <i>Empetrum nigrum</i> | | | | | | |
| | ssp. <i>hermaphroditum</i> | 96 | 96 | 96 | 16,0 | 16,0 | 16,0 |
| | <i>Oxycoccus</i> sp. | 38 | 62 | 71 | 6,3 | 10,3 | 11,8 |
| | <i>Vaccinium uliginosum</i> | 52 | 54 | 49 | 8,7 | 9,0 | 8,2 |
| - urter | <i>Chamaepericlymenum suecicum</i> | 19 | 21 | 14 | 3,2 | 3,5 | 2,3 |
| | <i>Comarum palustre</i> | 2 | 2 | 1 | 0,3 | 0,3 | 0,2 |
| | <i>Drosera rotundifolia</i> | 1 | 1 | | 0,2 | 0,2 | |
| | <i>Menyanthes trifoliata</i> | 25 | 25 | 24 | 4,2 | 4,2 | 4,0 |
| | <i>Parnassia palustris</i> | 1 | 1 | 3 | 0,2 | 0,2 | 0,5 |
| - graminider | <i>Avenella flexuosa</i> | 2 | 2 | 2 | 0,3 | 0,3 | 0,3 |
| | <i>Carex pauciflora</i> | 50 | 46 | 52 | 8,3 | 7,7 | 8,7 |
| | <i>Carex paupercula</i> | 9 | 10 | 12 | 1,5 | 1,7 | 2,0 |
| | <i>Carex rostrata</i> | 50 | 47 | 53 | 8,3 | 7,8 | 8,8 |
| | <i>Eriophorum angustifolium</i> | 94 | 96 | 96 | 15,7 | 16,0 | 16,0 |
| | <i>Eriophorum vaginatum</i> | 1 | | | 0,2 | | |
| | <i>Trichophorum cespitosum</i> | | | | | | |
| | ssp. <i>cespitosum</i> | 49 | 52 | 48 | 8,2 | 8,7 | 8,0 |
| Bladmoser | | | | | | | |
| | <i>Dicranum scoparium</i> | 2 | | | 0,3 | | |
| | <i>Dicranum spadiceum</i> | 1 | 2 | 2 | 0,2 | 0,3 | 0,3 |
| | <i>Pleurozium schreberi</i> | 2 | 2 | 4 | 0,3 | 0,3 | 0,7 |
| | <i>Pohlia nutans</i> | 4 | 3 | 4 | 0,7 | 0,5 | 0,7 |
| | <i>Rhizomnium pseudopunctatum</i> | 2 | 2 | 3 | 0,3 | 0,3 | 0,5 |
| | <i>Sphagnum fallax</i> gr. | 78 | 84 | 83 | 13,0 | 14,0 | 13,8 |
| | <i>Sphagnum riparium</i> | 13 | 19 | 20 | 2,2 | 3,2 | 3,3 |
| | <i>Sphagnum russowii</i> | 8 | 10 | 10 | 1,3 | 1,7 | 1,7 |
| | <i>Sphagnum squarrosum</i> | 1 | 1 | | 0,2 | 0,2 | |
| | <i>Sphagnum warnstorffii</i> | 9 | 8 | 8 | 1,5 | 1,3 | 1,3 |
| | <i>Straminergon stramineum</i> | 19 | 21 | 37 | 3,2 | 3,5 | 6,2 |
| Levermoser | | | | | | | |
| | <i>Calypogeia muelleriana</i> | 1 | 4 | 4 | 0,2 | 0,7 | 0,7 |
| | <i>Calypogeia sphagnicola</i> | | 2 | 2 | | 0,3 | 0,3 |
| | <i>Calypogeia</i> sp. | 1 | 1 | 1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| | <i>Cephalozia bicuspidata</i> | 4 | 18 | 21 | 0,7 | 3,0 | 3,5 |
| | <i>Cephalozia lunulifolia</i> | 3 | 11 | 14 | 0,5 | 1,8 | 2,3 |
| | <i>Cephalozia</i> sp. | 2 | 4 | 4 | 0,3 | 0,7 | 0,7 |
| | <i>Lophozia obtusa</i> | 1 | 1 | 1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| | <i>Lophozia ventricosa</i> coll. | 2 | 6 | 6 | 0,3 | 1,0 | 1,0 |
| | <i>Lophozia</i> sp. | 1 | 1 | 3 | 0,2 | 0,2 | 0,5 |
| | <i>Ptilidium ciliare</i> | 39 | 47 | 50 | 6,5 | 7,8 | 8,3 |
| | <i>Scapania</i> sp. | 1 | 1 | 3 | 0,2 | 0,2 | 0,5 |

Vedlegg 9. Kjemisk innhold av lys reinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) i 2013.

| Lokalitet | | Forsøl | | | | | Stangnes | | | | |
|---------------------|---------|--------|-------|-------|-------|-------|----------|-------|-------|-------|-------|
| Prøvenummer | | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 |
| Elementer | | | | | | | | | | | |
| Al | mmol/kg | 7,47 | 7,26 | 6,9 | 7,42 | 7,24 | 27,68 | 29,96 | 15,87 | 9,74 | 8,14 |
| B | µmol/kg | 160 | 118 | 126 | 121 | 146 | 218 | 223 | 250 | 233 | 188 |
| Ba | µmol/kg | 25 | 27 | 38 | 32 | 34 | 104 | 78 | 78 | 67 | 51 |
| Ca | mmol/kg | 19,8 | 19,5 | 21,4 | 20,8 | 22,7 | 42,1 | 62,2 | 45 | 32 | 28,9 |
| Cu | µmol/kg | 28 | 31 | 30 | 32 | 31 | 215 | 60 | 45 | 51 | 43 |
| Fe | mmol/kg | 3,72 | 3,7 | 3,39 | 3,68 | 3,43 | 14,75 | 22,99 | 10,78 | 5,08 | 4,21 |
| K | mmol/kg | 35,1 | 31,6 | 36,4 | 31,1 | 33,6 | 33,1 | 36,8 | 36,9 | 36 | 36,3 |
| Mg | mmol/kg | 29,3 | 28,7 | 32,1 | 27,2 | 30,1 | 36,8 | 55,6 | 42,4 | 29,2 | 31,4 |
| Mn | mmol/kg | 0,49 | 0,56 | 0,9 | 0,36 | 0,45 | 2,19 | 2,84 | 4,23 | 2,25 | 2,8 |
| KjN | mmol/kg | 252 | 252 | 264 | 240 | 246 | 306 | 314 | 353 | 368 | 309 |
| Na | mmol/kg | 6,82 | 6,55 | 8,74 | 5 | 5,02 | 5,18 | 6,21 | 6,19 | 3,73 | 4,46 |
| P | mmol/kg | 12,9 | 13,3 | 17,1 | 13,5 | 15,2 | 15,2 | 15,2 | 16,8 | 21,1 | 19,1 |
| S | mmol/kg | 13,2 | 12,62 | 14,02 | 12,65 | 13,53 | 20,11 | 17,15 | 19,06 | 19,13 | 15,52 |
| Sr | µmol/kg | 65 | 65 | 83 | 73 | 74 | 112 | 147 | 115 | 95 | 72 |
| Ti | µmol/kg | 470 | 468 | 414 | 465 | 424 | 1158 | 1358 | 755 | 498 | 427 |
| Zn | µmol/kg | 173 | 175 | 200 | 176 | 191 | 357 | 234 | 201 | 199 | 188 |
| Tungmetaller | | | | | | | | | | | |
| Pb | mg/kg | 2,26 | 1,82 | 3,33 | 1,35 | 1,21 | 0,96 | 1,00 | 3,66 | 9,39 | 3,54 |
| Ni | mg/kg | 1,42 | 1,87 | 1,41 | 1,54 | 0,87 | 0,99 | 1,03 | 2,05 | 1,47 | 1,85 |
| Zn | mg/kg | 15,54 | 18,01 | 16,32 | 17,80 | 15,81 | 18,74 | 18,60 | 21,82 | 21,80 | 18,20 |
| Hg | mg/kg | 0,069 | 0,066 | 0,058 | 0,069 | 0,035 | 0,066 | 0,038 | 0,057 | 0,070 | 0,035 |

Vedlegg 10. Kjemisk innhold av rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) i 2013.

| Lokalitet | | Forsøl | | | | | Stangnes | | | | |
|---------------------|---------|--------|-------|-------|-------|-------|----------|-------|-------|-------|-------|
| Prøvenummer | | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | D1 | D2 | D3 | D4 | D5 |
| Elementer | | | | | | | | | | | |
| Al | mmol/kg | 7,86 | 12,25 | 12,83 | 4,29 | 6,54 | 6,18 | 6,2 | 5,6 | 7,09 | 5,86 |
| B | µmol/kg | 160 | 250 | 305 | 160 | 109 | 218 | 254 | 277 | 119 | 183 |
| Ba | µmol/kg | 85 | 102 | 180 | 89 | 63 | 89 | 69 | 130 | 61 | 50 |
| Ca | mmol/kg | 55 | 62,4 | 112,1 | 62 | 30,4 | 142 | 73,9 | 96,7 | 63,8 | 61,2 |
| Cu | µmol/kg | 40 | 56 | 48 | 45 | 45 | 57 | 88 | 84 | 84 | 55 |
| Fe | mmol/kg | 3,53 | 5,35 | 6,39 | 1,91 | 4,07 | 3,32 | 2,4 | 3,05 | 1,94 | 1,77 |
| K | mmol/kg | 106,1 | 105,9 | 93,8 | 123,1 | 94,1 | 111,8 | 136,8 | 116,4 | 151,5 | 142,6 |
| Mg | mmol/kg | 108,9 | 125,2 | 132,7 | 102,8 | 76 | 92,5 | 90,6 | 106,5 | 82,6 | 71,4 |
| Mn | mmol/kg | 0,84 | 1,43 | 1,78 | 2,1 | 0,58 | 2,36 | 1,9 | 2,69 | 1,56 | 1,13 |
| KjN | mmol/kg | 356 | 376 | 384 | 395 | 233 | 362 | 468 | 484 | 541 | 485 |
| Na | mmol/kg | 56,49 | 55,23 | 66,6 | 95,21 | 69,17 | 77,72 | 100,7 | 68,37 | 79,68 | 100,8 |
| P | mmol/kg | 10,2 | 11,4 | 10,2 | 11,7 | 7,4 | 12,7 | 16,5 | 15,1 | 17 | 14 |
| S | mmol/kg | 25,3 | 29,34 | 31,5 | 31,35 | 26,08 | 29,26 | 30,99 | 28,54 | 24,69 | 23,95 |
| Sr | µmol/kg | 276 | 343 | 519 | 233 | 158 | 294 | 166 | 241 | 149 | 139 |
| Ti | µmol/kg | 341 | 497 | 447 | 160 | 338 | 249 | 170 | 236 | 126 | 114 |
| Zn | µmol/kg | 305 | 353 | 419 | 280 | 228 | 367 | 421 | 454 | 367 | 286 |
| Tungmetaller | | | | | | | | | | | |
| Pb | mg/kg | 0,59 | 1,45 | 1,94 | 0,95 | 0,80 | 0,93 | 0,47 | 0,79 | 0,74 | 0,38 |
| Ni | mg/kg | 0,74 | 1,30 | 1,95 | 0,89 | 0,92 | 1,78 | 0,57 | 1,01 | 0,60 | 0,90 |
| Zn | mg/kg | 15,16 | 25,12 | 31,15 | 23,19 | 27,36 | 23,27 | 24,71 | 24,66 | 21,12 | 20,57 |
| Hg | mg/kg | 0,017 | 0,029 | 0,042 | 0,019 | 0,024 | 0,031 | 0,022 | 0,022 | 0,016 | 0,017 |

Vedlegg 11. Jordsmonnsvariabler fra jordprøver i krekinghei på Forsøl og Stangnes i 2013. Ekstraherbare elementer (næringsvariabler) og total innhold av tungmetaller.

| Lokalitet | | Forsøl - hei | | | | | | Stangnes - hei | | | | | |
|-------------------------|------------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|----------------|-------|--------|-------|-------|-------|
| Prøvenummer | | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 |
| Næringsvariabler | | | | | | | | | | | | | |
| Gl-tap | % | 84,57 | 93,99 | 92,35 | 90,67 | 93,32 | 92,65 | 90,05 | 92,48 | 86,26 | 90,34 | 88,6 | 84,29 |
| pH-vann | | 4,27 | 4,18 | 4,2 | 4,2 | 4,31 | 4,14 | 4,29 | 4,33 | 4,27 | 4,24 | 4,29 | 4,25 |
| pH-CaCl ₂ | | 3,47 | 3,27 | 3,31 | 3,27 | 3,35 | 3,31 | 3,47 | 3,49 | 3,44 | 3,43 | 3,48 | 3,43 |
| KjN | mmol/kg | 862 | 837 | 906 | 830 | 861 | 798 | 944 | 914 | 977 | 970 | 980 | 879 |
| H | mmol/kg | 68,6 | 102,1 | 88,9 | 94 | 78,7 | 85,6 | 79,3 | 84,8 | 89,3 | 94,9 | 73,6 | 75,4 |
| Al | mmol/kg | 2,74 | 2,12 | 2,69 | 2,32 | 1,55 | 2,16 | 4,55 | 4,02 | 5,92 | 4,19 | 2,44 | 2,91 |
| Ba | µmol/kg | 306,2 | 220,1 | 242,8 | 189,2 | 184,3 | 144 | 291,1 | 341,5 | 383,8 | 370,5 | 406,4 | 398,8 |
| Ca | mmol/kg | 76,01 | 67,01 | 69,46 | 61,06 | 70,56 | 56,83 | 67,47 | 71,84 | 70,55 | 79,03 | 80,26 | 67,86 |
| Co | µmol/kg | 13 | 4,5 | 7,5 | 3 | 3,2 | 3,6 | 19,1 | 30,1 | 38,3 | 21,9 | 33,7 | 17,4 |
| Fe | mmol/kg | 0,153 | 0,182 | 0,196 | 0,181 | 0,156 | 0,226 | 0,527 | 0,515 | 0,675 | 0,548 | 0,374 | 0,443 |
| K | mmol/kg | 14,96 | 18,76 | 16,92 | 18,52 | 16,45 | 17,17 | 19,9 | 19,53 | 18,54 | 20,28 | 19,72 | 19,39 |
| Mg | mmol/kg | 79,61 | 70,94 | 74,05 | 66,87 | 75,15 | 65,94 | 65,05 | 65,94 | 67,11 | 71,3 | 72,54 | 57,42 |
| Mn | mmol/kg | 0,546 | 1,251 | 0,675 | 0,685 | 1,247 | 0,703 | 1,051 | 1,734 | 0,778 | 0,93 | 1,024 | 1,224 |
| Na | mmol/kg | 16,1 | 16,2 | 16,8 | 15,2 | 17,7 | 15,1 | 11,5 | 12,6 | 13 | 14,2 | 12,5 | 11,4 |
| Ni | µmol/kg | 22,7 | 19 | 19,2 | 16,8 | 16,9 | 13,1 | 35,4 | 37,6 | 43,2 | 36,8 | 35,5 | 37,6 |
| P | mmol/kg | 3,96 | 4,33 | 4,76 | 4,9 | 3,81 | 4,74 | 4,23 | 3,69 | 3,67 | 4,11 | 4,56 | 4,19 |
| Pb | µmol/kg | 1,9 | 2,8 | 2,6 | 3,2 | 3,3 | 3,6 | 9,9 | 25,4 | 25,2 | 7,8 | 4,8 | 8,2 |
| S | mmol/kg | 1,77 | 2,22 | 1,95 | 2,11 | 2,07 | 1,87 | 2,48 | 2,39 | 2,43 | 2,72 | 2,64 | 2,59 |
| Si | µmol/kg | 381 | 366 | 364 | 368 | 369 | 382 | 398 | 364 | 494 | 421 | 515 | 513 |
| Sr | µmol/kg | 659,7 | 470,2 | 540,4 | 429,5 | 485,4 | 401,2 | 478,8 | 501,2 | 507,8 | 512,7 | 494,9 | 415,4 |
| Zn | µmol/kg | 360 | 366 | 368 | 376 | 381 | 366 | 403 | 393 | 385 | 439 | 443 | 451 |
| Kap | mmol(+)/kg | 412 | 415,5 | 411,1 | 385 | 406,8 | 364,8 | 377,8 | 395,9 | 397,7 | 431,9 | 413,5 | 359,2 |
| Basem | % | 83,1 | 74,8 | 78 | 75,2 | 80 | 76,1 | 78,5 | 77,7 | 77,1 | 77,6 | 81,7 | 78,3 |
| Tungmetaller | | | | | | | | | | | | | |
| Pb | mg/kg | 14,40 | 27,61 | 9,06 | 8,51 | 8,89 | 14,69 | 16,59 | 42,54 | 115,51 | 43,46 | 29,81 | 14,36 |
| Ni | mg/kg | 7,94 | 2,93 | 2,37 | 3,56 | 3,09 | 3,63 | 5,61 | 6,94 | 6,77 | 7,47 | 7,17 | 8,43 |
| Zn | mg/kg | 34,90 | 30,30 | 23,31 | 28,95 | 17,61 | 57,81 | 38,82 | 38,37 | 33,42 | 40,20 | 37,42 | 44,94 |
| Hg | mg/kg | 0,19 | 0,06 | 0,27 | 0,28 | 0,18 | 0,15 | 0,23 | 0,08 | 0,28 | 0,26 | 0,29 | 0,28 |

Vedlegg 12. Jordsmonnsvariabler fra jordprøver i myr på Forsøl og Stangnes i 2013. Ekstraherbare elementer (næringsvariabler) og total innhold av tungmetaller.

| Lokalitet | | Forsøl - myr | | | | | | Stangnes - myr | | | | | |
|-------------------------|------------|--------------|--------|-------|-------|--------|-------|----------------|-------|-------|-------|--------|-------|
| Prøvenummer | | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | D1 | D2 | D3 | D4 | D5 | D6 |
| Næringsvariabler | | | | | | | | | | | | | |
| Gl-tap | % | 83,06 | 91,92 | 94,97 | 95,94 | 74,28 | 80,77 | 97,11 | 96,57 | 96,21 | 95,82 | 93,56 | 95,63 |
| pH-vann | | 5,44 | 4,94 | 4,57 | 4,82 | 4,88 | 5,46 | 4,97 | 4,77 | 4,77 | 4,5 | 4,61 | 4,65 |
| pH-CaCl2 | | 4,71 | 3,95 | 3,67 | 3,82 | 4,09 | 4,66 | 3,89 | 3,72 | 3,69 | 3,64 | 3,69 | 3,65 |
| KjN | mmol/kg | 1382 | 696 | 854 | 799 | 1144 | 1800 | 550 | 538 | 543 | 826 | 1166 | 826 |
| H | mmol/kg | 26,5 | 123,9 | 98,5 | 86,7 | 51,1 | 12,9 | 122,3 | 150,1 | 136,8 | 103,5 | 94,1 | 137,5 |
| Al | mmol/kg | 2,8 | 18,82 | 3,42 | 2,33 | 4,84 | 1,42 | 4 | 3,37 | 2,98 | 2,27 | 3,7 | 4,18 |
| Ba | µmol/kg | 763,8 | 527,6 | 390,2 | 352,3 | 466,8 | 609,5 | 300,2 | 248,4 | 192,2 | 217,4 | 253,8 | 229,5 |
| Ca | mmol/kg | 136,9 | 87,36 | 88,01 | 103,4 | 74,73 | 107,6 | 140,2 | 119,3 | 124 | 106 | 104,4 | 115 |
| Co | µmol/kg | 39,6 | 22,3 | 23,5 | 17,3 | 27,8 | 27,7 | 50,9 | 31,1 | 30,8 | 42,7 | 88,5 | 79,6 |
| Fe | mmol/kg | 0,164 | 22,63 | 4,23 | 1,137 | 1,188 | 0,107 | 1,721 | 1,411 | 1,8 | 1,164 | 0,934 | 2,119 |
| K | mmol/kg | 12,35 | 10,82 | 21,68 | 14,76 | 10,34 | 9,19 | 12,67 | 14,27 | 13,13 | 23,9 | 17,03 | 17,09 |
| Mg | mmol/kg | 96,12 | 87,09 | 84,05 | 118,3 | 70,75 | 69,44 | 110,8 | 104,5 | 95,3 | 77,46 | 73,12 | 87,5 |
| Mn | mmol/kg | 6,891 | 0,308 | 1,443 | 0,395 | 0,239 | 3,463 | 1,034 | 1,143 | 1,425 | 1,718 | 0,478 | 0,593 |
| Na | mmol/kg | 18,1 | 24,8 | 19,4 | 21,9 | 15,5 | 17 | 25,3 | 19,7 | 23,8 | 16,4 | 17,2 | 19,8 |
| Ni | µmol/kg | 50,2 | 44 | 33,6 | 24,9 | 32,4 | 27,8 | 39,6 | 37,7 | 27,2 | 29,4 | 41,8 | 38,6 |
| P | mmol/kg | 0,6 | 0,01 | 4,58 | 3,82 | 0,39 | 0,76 | 2,9 | 2,94 | 3,24 | 4,81 | 4,24 | 3,6 |
| Pb | µmol/kg | 6,2 | 21,9 | 5,7 | 33,3 | 78,2 | 8,7 | 8 | 4,9 | 7,3 | 5 | 30,3 | 17,8 |
| S | mmol/kg | 3,03 | 1,85 | 3,22 | 2,61 | 3,51 | 3,45 | 2,51 | 2,42 | 2,36 | 2,97 | 2,99 | 2,69 |
| Si | µmol/kg | 2139 | 1763 | 1651 | 1291 | 2068 | 2828 | 1446 | 1679 | 1633 | 1064 | 1230 | 1183 |
| Sr | µmol/kg | 739,1 | 553,5 | 588,3 | 661,3 | 454,7 | 566,5 | 559,1 | 510,7 | 496,8 | 512,4 | 527 | 563,2 |
| Zn | µmol/kg | 149 | 273 | 281 | 245 | 164 | 107 | 266 | 249 | 201 | 273 | 169 | 243 |
| Kap | mmol(+)/kg | 536,7 | 509,1 | 486,6 | 567,4 | 368,4 | 400,2 | 664,4 | 634 | 615,1 | 514,2 | 484,4 | 580,6 |
| Basem | % | 92,5 | 75,5 | 79,2 | 84,6 | 86 | 95 | 81,3 | 76 | 77,3 | 79,2 | 80,4 | 76,1 |
| Tungmetaller | | | | | | | | | | | | | |
| Pb | mg/kg | 100,79 | 102,42 | 32,72 | 32,36 | 312,84 | 60,93 | 40,83 | 13,75 | 40,18 | 35,87 | 151,89 | 69,19 |
| Ni | mg/kg | 14,64 | 3,94 | 4,31 | 3,12 | 6,41 | 10,66 | 3,09 | 2,92 | 2,63 | 5,01 | 5,87 | 3,07 |
| Zn | mg/kg | 25,31 | 44,43 | 20,53 | 19,73 | 20,40 | 16,64 | 15,30 | 14,61 | 13,98 | 19,91 | 18,24 | 22,18 |
| Hg | mg/kg | 0,11 | 0,18 | 0,11 | 0,09 | 0,13 | 0,16 | 0,24 | 0,07 | 0,07 | 0,17 | 0,12 | 0,09 |

Vedlegg 13. PAH-verdier i jord fra kreklinghei i 2013. Sum (mulig) kreftfremkallende er fra 16 EPA PAH-er. - = verdier under deteksjonsgrense.

| Lokalitet | Forsøl - hei | | | | | Stangnes - hei | | | | | |
|--|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Prøvenummer | A1 | A2 | A4 | A5 | A6 | C1 | C 2 | C3 | C4 | C5 | C6 |
| Enhet | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g |
| Naphtalene * | 2,28 | 2,60 | 5,99 | 2,84 | 3,28 | 2,92 | 2,61 | 3,06 | 2,89 | 2,76 | 4,41 |
| 2-Methylnaphtalene | 1,87 | 1,68 | 4,58 | 2,40 | 2,73 | 1,75 | 2,14 | 2,02 | 1,96 | 1,65 | 3,63 |
| 1-Methylnaphtalene | 0,98 | 1,04 | 3,74 | 1,36 | 1,29 | 1,17 | 1,13 | 1,29 | 0,98 | 0,86 | 2,71 |
| Acenaphthylene * | 0,23 | -0,26 | -0,53 | -0,30 | -0,38 | -0,32 | -0,39 | -0,29 | -0,38 | -0,38 | -0,68 |
| Acenaphthene * | 0,36 | 0,38 | 1,17 | 0,68 | -0,70 | -0,58 | -0,69 | -0,53 | -0,67 | -0,52 | -1,08 |
| Fluorene * | 1,60 | 1,89 | 2,37 | 1,46 | 2,09 | 1,32 | 1,42 | 1,94 | 1,81 | 1,52 | 2,00 |
| Phenanthrene * | 6,26 | 9,13 | 6,82 | 7,35 | 6,41 | 4,99 | 5,56 | 7,82 | 6,36 | 4,50 | 4,58 |
| Anthracene * | 0,44 | 0,78 | 0,19 | 0,17 | -0,43 | -0,11 | 0,13 | 0,18 | 0,25 | 0,11 | 0,15 |
| 3-Methylphenanthrene | 0,84 | 1,45 | 1,36 | 0,98 | 0,93 | 0,59 | 0,66 | 1,16 | 1,08 | 0,61 | 0,59 |
| 2-Methylphenanthrene | 1,31 | 2,38 | 2,20 | 1,63 | 1,37 | 0,98 | 1,00 | 1,81 | 1,75 | 0,98 | 0,82 |
| 2-Methylantracene | -0,10 | -0,14 | -0,10 | -0,11 | -0,17 | -0,13 | -0,11 | -0,09 | -0,14 | -0,13 | -0,16 |
| 9-Methylphenanthrene | 0,84 | 1,25 | 1,37 | 1,06 | 0,93 | 0,64 | 0,64 | 1,20 | 1,00 | 0,64 | 0,53 |
| 1-Methylphenanthrene | 0,97 | 1,68 | 1,50 | 1,16 | 0,99 | 0,79 | 0,76 | 1,35 | 1,16 | 0,77 | 0,59 |
| Fluoranthene * | 5,54 | 9,48 | 4,81 | 6,86 | 5,54 | 4,97 | 5,73 | 6,37 | 5,30 | 4,31 | 4,52 |
| Pyrene * | 5,00 | 7,90 | 4,58 | 6,39 | 5,04 | 7,78 | 6,57 | 6,38 | 4,79 | 3,56 | 3,69 |
| Retene | 0,46 | 0,62 | 0,91 | 0,47 | 0,68 | 1,51 | 0,47 | 0,86 | 0,54 | 0,28 | 0,28 |
| Benz(a)anthracene * ¹ | 1,25 | 1,19 | 0,99 | 1,28 | 1,33 | 0,57 | 0,90 | 1,14 | 0,85 | 0,75 | 0,99 |
| Chrysene */Triphenylene | 4,67 | 6,72 | 4,49 | 4,21 | 4,15 | 4,17 | 5,26 | 5,33 | 4,15 | 3,87 | 4,11 |
| Benzo(b */j/k *)fluoranthenes ¹ | 8,85 | 10,67 | 6,38 | 6,62 | 7,17 | 6,66 | 8,20 | 8,25 | 7,79 | 7,09 | 7,17 |
| Benzo(a)pyrene * ¹ | 2,14 | 2,30 | 1,31 | 1,96 | 1,25 | 1,15 | 1,64 | 1,75 | 1,40 | 1,35 | 1,07 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyrene * ¹ | 1,78 | -1,64 | 2,35 | 3,03 | 4,14 | 2,47 | 3,59 | 3,73 | 3,75 | 3,57 | 3,03 |
| Dibenzo(ac/ah *)anthracene ¹ | -0,39 | -1,18 | -0,21 | -0,23 | -0,59 | -0,31 | -0,35 | -0,24 | -0,38 | -0,26 | -0,40 |
| Benzo(ghi)perylene* | 5,16 | 5,06 | 3,45 | 4,04 | 4,43 | 3,63 | 4,38 | 3,89 | 4,08 | 3,91 | 2,57 |
| Sum 16 EPA PAH * | 45,9 | 61,2 | 45,6 | 47,4 | 46,9 | 41,9 | 47,4 | 50,9 | 44,9 | 38,5 | 40,4 |
| Sum kreftfremkallende¹ | 14,4 | 17,0 | 11,2 | 13,1 | 14,5 | 11,2 | 14,7 | 15,1 | 14,2 | 13,0 | 12,7 |

Vedlegg 14. PAH-verdier i jord fra myr i 2013. Sum (mulig) kreftfremkallende er fra 16 EPA PAH-er. - = verdier under deteksjonsgrense.

| Lokalitet | Forsøl - myr | | | | | | Stangnes - myr | | | | | |
|--|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Prøvenummer | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | D1 | D2 | D3 | D4 | D5 | D6 |
| Enhet | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g |
| Naphtalene * | 2,42 | 4,62 | 1,70 | 3,29 | 3,50 | 2,57 | 5,64 | 3,92 | 5,77 | 3,88 | 2,82 | 4,29 |
| 2-Methylnaphtalene | 2,00 | 3,93 | 1,65 | 2,83 | 2,87 | 1,97 | 4,70 | 2,75 | 4,41 | 2,20 | 1,81 | 2,87 |
| 1-Methylnaphtalene | 1,01 | 1,69 | 0,92 | 1,54 | 1,71 | 1,08 | 2,69 | 1,56 | 2,82 | 1,38 | 1,14 | 1,67 |
| Acenaphthylene * | -0,25 | -0,26 | -0,29 | -0,35 | -0,23 | 0,29 | 1,10 | -0,73 | -0,77 | -0,63 | -0,25 | -0,39 |
| Acenaphthene * | 0,62 | 0,98 | -0,46 | 0,64 | 0,94 | 0,46 | -1,78 | -1,08 | -1,46 | -1,17 | -0,65 | -0,89 |
| Fluorene * | 1,34 | 5,08 | 1,34 | 3,11 | 1,65 | 1,73 | 4,33 | 4,56 | 5,46 | 1,61 | 1,61 | 2,45 |
| Phenanthrene * | 4,76 | 14,77 | 6,73 | 8,49 | 4,43 | 6,95 | 8,27 | 8,43 | 19,22 | 4,64 | 5,27 | 7,14 |
| Anthracene * | 0,30 | 0,69 | 0,43 | 0,51 | 0,30 | 0,66 | -0,21 | -0,20 | 0,83 | -0,22 | 0,15 | -0,14 |
| 3-Methylphenanthrene | 0,57 | 1,29 | 0,68 | 1,55 | 0,61 | 1,34 | 1,32 | 0,96 | 2,61 | 0,59 | 0,46 | 0,63 |
| 2-Methylphenanthrene | 0,94 | 1,91 | 1,27 | 2,38 | 0,99 | 2,10 | 2,08 | 1,42 | 4,71 | 1,05 | 0,72 | 1,01 |
| 2-Methylantracene | -0,10 | -0,12 | 1,33 | -0,15 | -0,10 | -0,09 | -0,27 | -0,18 | -0,32 | -0,23 | -0,11 | -0,16 |
| 9-Methylphenanthrene | 0,63 | 1,16 | 0,68 | 1,50 | 0,60 | 1,37 | 1,28 | 0,99 | 2,31 | 0,67 | 0,47 | 0,66 |
| 1-Methylphenanthrene | 0,68 | 1,39 | 0,88 | 1,77 | 0,81 | 1,61 | 1,35 | 1,01 | 3,13 | 0,81 | 0,54 | 0,75 |
| Fluoranthene * | 3,59 | 2,93 | 3,88 | 3,57 | 3,67 | 6,69 | 2,42 | 2,34 | 3,93 | 2,66 | 3,87 | 2,80 |
| Pyrene * | 3,64 | 2,72 | 2,91 | 3,97 | 3,73 | 5,69 | 2,53 | 2,27 | 3,88 | 2,28 | 3,69 | 3,81 |
| Retene | 0,23 | 0,55 | -0,21 | 0,71 | -0,12 | 0,46 | -0,36 | 0,66 | 0,75 | -0,35 | 0,25 | 0,31 |
| Benz(a)anthracene * ¹ | 0,40 | 0,18 | 0,32 | 0,61 | 0,95 | 1,61 | 0,17 | 0,14 | 0,17 | 0,31 | 0,43 | 0,14 |
| Chrysene */Triphenylene | 1,66 | 1,36 | 1,97 | 2,41 | 3,30 | 5,26 | 1,05 | 1,24 | 1,43 | 2,37 | 2,31 | 1,39 |
| Benzo(b */j/k *)fluoranthenes ¹ | 4,48 | 1,41 | 3,20 | 4,27 | 12,34 | 16,39 | 1,16 | 1,13 | 0,88 | 2,39 | 2,71 | 1,33 |
| Benzo(a)pyrene * ¹ | 0,79 | 0,22 | 0,49 | 1,09 | 1,94 | 2,49 | 0,24 | 0,28 | -0,13 | 0,54 | 0,67 | 0,26 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyrene * ¹ | -0,75 | -0,62 | -0,74 | -0,82 | 6,76 | 7,70 | -0,43 | -0,32 | -0,20 | -0,88 | -1,04 | -0,21 |
| Dibenzo(ac/ah *)anthracene ¹ | -0,28 | -0,32 | -0,57 | -0,50 | 0,56 | 0,31 | -0,15 | -0,10 | -0,22 | -0,18 | -0,12 | -0,14 |
| Benzo(ghi)perylene * | 1,97 | 1,97 | 2,84 | 2,20 | 5,73 | 6,46 | 0,96 | 1,06 | 0,98 | 1,72 | 1,71 | 0,98 |
| Sum 16 EPA PAH * | 27,2 | 38,1 | 27,9 | 35,8 | 50,0 | 65,3 | 30,4 | 27,8 | 45,3 | 25,5 | 27,3 | 26,4 |
| Sum kreftfremkallende¹ | 6,7 | 2,7 | 5,3 | 7,3 | 22,6 | 28,5 | 2,1 | 2,0 | 1,6 | 4,3 | 5,0 | 2,1 |

Vedlegg 15. PAH-verdier i reinlav i 2013. Sum (mulig) kreftfremkallende er fra 16 EPA PAH-er. - = verdier under deteksjonsgrense.

| Lokalitet | Forsøl - reinlav | | | | | Stangnes - reinlav | | | | |
|--------------------------------|------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Prøvenummer | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Enhet | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g |
| Naphtalene | -1,87 | -1,01 | 2,60 | 3,71 | 5,78 | 4,45 | 4,83 | -1,49 | 4,07 | 19,20 |
| Acenaphthylene | -1,04 | -0,92 | -0,26 | -0,34 | -0,28 | -0,64 | -1,79 | -1,11 | -1,38 | -0,95 |
| Acenaphthene | -2,32 | -1,79 | -0,48 | -0,65 | 1,87 | -1,16 | -3,60 | -2,34 | -2,67 | -1,96 |
| Fluorene | 9,52 | 4,50 | 1,98 | 2,36 | 2,43 | 4,37 | 7,41 | 9,07 | -0,84 | 7,45 |
| Phenanthrene | 14,90 | 6,26 | 6,63 | 11,00 | 7,79 | 21,10 | 24,00 | 17,80 | 19,20 | 30,30 |
| Anthracene | -0,70 | -0,32 | -0,26 | -0,27 | -0,22 | -0,54 | -0,61 | -0,40 | -0,42 | 1,38 |
| Fluoranthene | 9,53 | 4,67 | 5,37 | 6,07 | 5,31 | 11,00 | 15,20 | 13,70 | 9,13 | 10,90 |
| Pyrene | 4,83 | 2,43 | 4,47 | 5,11 | 3,21 | 5,99 | 8,15 | 5,65 | 4,88 | 6,96 |
| Benz(a)anthracene * | -0,08 | -0,08 | -0,04 | -0,11 | -0,06 | -0,10 | -0,14 | -0,09 | -0,33 | -0,19 |
| Chrysene /Triphenylene | 5,16 | 2,95 | 3,27 | 3,27 | 3,17 | 5,06 | 3,90 | 3,08 | 4,35 | 4,42 |
| Benzo(b */j/k *)fluoranthenes | 2,39 | 1,19 | 1,53 | 1,31 | 1,82 | 5,14 | 1,34 | 0,64 | 1,06 | 1,82 |
| Benzo(a)pyrene * | -0,11 | -0,12 | -0,07 | -0,13 | 0,55 | 2,43 | -0,18 | -0,12 | -0,45 | -0,25 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyrene * | -0,52 | -0,55 | -0,27 | -0,51 | -0,58 | -0,83 | -1,14 | -0,52 | -1,67 | -0,97 |
| Dibenzo(ac/ah *)anthracene | -0,29 | -0,41 | -0,19 | -0,31 | -0,32 | -0,57 | -0,63 | -0,43 | -1,17 | -0,75 |
| Benzo(ghi)perylene | -0,62 | -0,51 | -0,66 | -0,53 | -0,69 | -0,59 | -0,72 | -0,33 | -1,06 | -0,62 |
| Sum 16 EPA PAH | 53,9 | 27,7 | 28,1 | 35,6 | 34,1 | 64,0 | 73,8 | 56,8 | 52,7 | 88,1 |
| Sum kreftfremkallende * | 3,4 | 2,4 | 2,1 | 2,4 | 3,3 | 9,1 | 3,4 | 1,8 | 4,7 | 4,0 |

Vedlegg 16. PAH-verdier i torvmose i 2013. Sum (mulig) kreftfremkallende er fra 16 EPA PAH-er. - = verdier under deteksjonsgrense.

| Lokalitet | Forsøl - torvmose | | | Stangnes - torvmose | | | | |
|--------------------------------|-------------------|-------------|-------------|---------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Prøvenummer | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Enhet | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g | ng/g |
| Naphtalene | 2,97 | 0,92 | 1,97 | 5,36 | 8,57 | 5,41 | 3,87 | 7,66 |
| Acenaphthylene | -0,31 | -0,14 | -0,25 | -0,30 | -0,75 | -0,44 | -0,34 | -1,08 |
| Acenaphthene | -0,51 | -0,25 | -0,44 | 0,68 | 2,16 | 1,18 | 1,20 | 2,71 |
| Fluorene | 2,76 | 1,07 | 1,83 | 2,81 | 3,59 | 3,24 | 4,82 | 4,60 |
| Phenanthrene | 9,95 | 3,21 | 4,78 | 8,81 | 11,90 | 12,10 | 12,70 | 12,70 |
| Anthracene | -0,66 | -0,25 | -0,26 | -0,44 | -0,68 | -0,72 | -0,62 | -0,62 |
| Fluoranthene | 1,92 | 1,32 | 1,81 | 5,13 | 3,31 | 4,23 | 3,41 | 3,33 |
| Pyrene | 2,09 | 1,85 | 2,86 | 3,49 | 3,24 | 4,23 | 3,28 | 3,02 |
| Benz(a)anthracene * | -0,08 | -0,03 | -0,07 | -0,05 | -0,15 | 0,24 | -0,08 | -0,14 |
| Chrysene /Triphenylene | 1,13 | 0,47 | 0,67 | 1,36 | 1,52 | 2,77 | 0,93 | 1,35 |
| Benzo(b */j/k *)fluoranthenes | 0,52 | 0,36 | 0,38 | 0,65 | 0,64 | 0,98 | 0,50 | 0,60 |
| Benzo(a)pyrene * | -0,09 | -0,04 | -0,09 | -0,06 | -0,16 | -0,14 | 0,14 | 0,23 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyrene * | -0,38 | -0,21 | -0,37 | -0,24 | -0,68 | -0,63 | -0,44 | -0,52 |
| Dibenzo(ac/ah *)anthracene | -0,29 | -0,14 | -0,27 | -0,19 | -0,40 | -0,36 | -0,35 | -0,40 |
| Benzo(ghi)perylene | -0,58 | -0,29 | -0,51 | -0,33 | -0,62 | -0,52 | -0,48 | -0,44 |
| Sum 16 EPA PAH | 24,2 | 10,5 | 16,5 | 29,9 | 38,3 | 37,2 | 33,2 | 39,4 |
| Sum kreftfremkallende * | 1,4 | 0,8 | 1,2 | 1,2 | 2,0 | 2,3 | 1,5 | 1,9 |



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2627-1

XXX

NINA Rapport

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 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