

# Strandeng – et hotspot-habitat

Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III

Marianne Evju, Harald Bratli, Oddvar Hanssen, Odd E. Stabbetorp og Frode Ødegaard



## **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.

# Strandeng – et hotspot-habitat

Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III

Marianne Evju

Harald Bratli

Oddvar Hanssen

Odd E. Stabbetorp

Frode Ødegaard

Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F.  
2015. Strandeng – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-  
prosjektets periode III. – NINA Rapport 1170. 116 s.

Oslo, september 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2795-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (PDF)

REDAKSJON

Marianne Evju

KVALITETSSIKRET AV

Vegar Bakkestuen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-400|2015

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Per Johan Salberg

FORSIDEBILDE

Strandeng på Ytre Tronderøy, Lillesand, Aust-Agder. Foto:

Marianne Evju

NØKKEWORD

Strandeng, hotspot-habitat, norsk rødliste, truede arter, kartlegging,  
overvåking, metodeutvikling, insekter, biller, karplanter, Sør-Norge

KEY WORDS

Salt meadow, hotspot habitat, Norwegian redlist, threatened  
species, survey, monitoring, insects, beetles, vascular plants,  
South-Norway

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**

Fakkeltgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. – NINA Rapport 1170. 116 s.

Strandenger er åpne gress- og urtedominerte vegetasjonstyper i fjæresonen. En gjennomgang av Rødlista for arter 2010 viste til sammen 120 rødlistearter som er registrert i strandenger, og det ble konkludert med at kortvokste strandenger er et viktig hotspot-habitat for flere organisme-grupper, særlig karplanter, biller og sommerfugler. Denne rapporten dokumenterer arbeidet med hotspot-habitatet strandenger i ARKO-prosjektet i perioden 2011 til 2015.

De fleste rødlisteartene knyttet til strandengene har begrenset geografisk utbredelse og forekommer i hovedsak i de sørlige og sørøstligste delene av Norge. Strandenger i den boreonemorable sonen er vurdert til sterkt truet (EN) i Rødlista for naturtyper. Gjengroing som følge av opphør av beite er en særlig aktuell trussel, i tillegg til generelt arealpress. Hotspot-habitatet strandenger, slik det omtales i denne rapporten, er avgrenset til strandenger fra Østfold til Rogaland. Arbeidet har fokusert på å framskaffe økt kunnskap om gjenværende arealer, tilstand for disse og aktuelle trusler, å øke kunnskapen om artsinventaret i arealene, spesielt om grad av klumping av rødlistearter på enkeltlokaliteter, å teste ut metoder for kartlegging og overvåking av hotspot-habitatet, karplanter og invertebrater, samt å utvikle et overvåkingsopplegg for hotspot-habitatene og artene der.

Tre tilnærminger for utvalg av områder for kartlegging og utprøving av overvåkingsmetodikk ble brukt. Vi har oppsøkt godt kjente, artsrike lokaliteter (subjektivt utvalg), et tilfeldig utvalg A-lokaliteter fra Naturbase (Naturbase-utvalg) og tilfeldig utvalgte 250 × 250 m-ruter langs kysten (tilfeldig utvalg). Tilfeldig utvalg av lokaliteter gir oss grunnlag for å lage arealrepresentative estimater for hvor ofte strandenger forekommer, hvor stort areal de dekker og hvor ofte rødlisteartene forekommer. Subjektivt utvalgte og Naturbase-lokaliteter gir et sammenligningsgrunnlag for å se hvor stor ansamling av rødlistearter vi finner på de antatt artsrikste lokalitetene. I alt 117 lokaliteter ble kartlagt.

Mellom 20–30 % av de tilfeldig kartlagte lokalitetene var registrert i Naturbase, men det samlede arealet av kortvokste strandenger er sannsynligvis betydelig mindre enn det som framkommer av Naturbase. Størrelsen på strandengene varierte regionalt, med relativt små lokaliteter lenger vest og på Sørlandskysten, og flere større lokaliteter i Østfold og Vestfold. Dette skyldes dels naturgitte forhold som landskap og topografi, men også at graden av utnyttelse av arealet er større på Sørlandskysten.

Totalt 16 rødlistete karplanter ble registrert i de 117 polygonene. Rødlistete karplanter opptror sammen på strandenger både i Østfold, Vestfold, Telemark og i Agder, men graden av klumping av rødlistearter avtok mot vest, og rødlisteartsrike lokaliteter forekommer mye sjeldnere i Agder og Rogaland enn i Østfold. Rødlisteartene forekommer ofte i små strandengfragmenter. I alt 492 arter av biller ble registrert på totalt 15 lokaliteter. Antallet arter omfattet nesten 14 % av alle billearter påvist i Norge. Ni rødlistearter ble påvist, hvorav fire er klassifisert som sterkt truet (EN), fire arter er sårbare (VU) og én art er nær truet (NT). I tillegg var tre av artene nye for landet etter 2010. Resultatene viser at artssammensetningen av biller varierte mellom nærliggende lokaliteter, og ikke minst regionalt. For å bevare mangfoldet av arter på strandenger er det derfor nødvendig å bevare store, heterogene strandenglokaliteter, og sikre en geografisk fordeling av disse lokalitetene.

Arealinngrep, som nedbygging, oppdyrking og tilrettelegging, har gjort at mange lokaliteter av strandeng langs kysten fra Østfold til Rogaland allerede er tapt, eller at gjenværende areal er betydelig redusert. Om lag 50 % av tidligere beitet strandengareal i vårt datasett var nå ubeitet, og gjengroing med høyvokste graminider og på lang sikt svartor vil over tid føre til reduksjon av

arealet av kortvokste strandenger. Gjødsling og avrenning fra dyrket mark utarmer artsmangfoldet på strandengene. I tillegg ser vi at påvirkninger fra hyttebebyggelse og friluftsliv er en viktig trussel, spesielt mot gjenværende småarealer.

Det overordnede formålet med overvåking av hotspot-habitatet er å få oversikt over status og tidsutvikling for antallet og arealet av forekomster, den økologiske tilstanden til forekomstene og karplantene knyttet til hotspot-habitatet. I tillegg anbefales en egen modul for overvåking av biller på et utvalg lokaliteter. Vi har brukt data innsamlet i arbeidet med dokumentasjon av hotspot-habitatet og artene der som grunnlag for å vurdere utvalgsmetode, relevante overvåkingsindikatorer og registrering av disse indikatorene. Valg av indikatorvariabler og metoder for registrering av disse beskrives i kapittel 7.

Marianne Evju ([marianne.evju@nina.no](mailto:marianne.evju@nina.no)), Harald Bratli og Odd E. Stabbetorp: NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.  
Oddvar Hanssen og Frode Ødegaard: NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

## Abstract

Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2015. Salt meadows – a hotspot-habitat. Final report from the third period of the ARKO project. – NINA Report 1170. 116 pp.

Salt meadows are open grass- and herb-dominated vegetation types in the littoral zone. A review of the Red List of species in 2010 showed a total of 120 red-listed species registered in the meadows, and it was concluded that short-stature meadows are an important hotspot-habitat for several organism groups, especially vascular plants, beetles and butterflies. This report documents the work on the hotspot-habitat salt meadows in the ARKO-project in the period 2011 to 2015.

Most red-listed species associated with salt meadows have limited geographic distribution and occur mainly in the southern and southeastern parts of Norway. Salt meadows in the boreone-morale zone are considered endangered (EN) in the Norwegian Red List of habitats. Regrowth due to cessation of grazing is a particularly relevant threat, in addition to the general area pressure. The hotspot-habitat salt meadows as treated in this report is limited to salt meadows from Østfold to Rogaland. The work has focused on acquiring greater knowledge about remaining areas, their current state and most important threats, to increase knowledge about the species occurring there, and especially how often red-listed species occur together, to test methods for surveying and monitoring of the hotspot-habitat, vascular plants and invertebrates, and to develop a monitoring program for the hotspot-habitat and its species.

Three approaches for selection of areas for surveying and testing of monitoring methodology were applied. We visited well-known, species-rich localities (subjective sample), a random sample of A-localities from Naturbase (Naturbase sample) and randomly selected 250 × 250 m-plots along the coast (random sample). A random sample of sites gives us a basis for making representative estimates of how often salt meadows occur, how large they are and how often red-listed species occur. Subjectively sampled and Naturbase-sites provide a basis of comparison to see how large accumulation of red-listed species we find on the most species-rich localities. In all, 117 sites were surveyed.

Between 20–30% of the randomly sampled localities were registered in Naturbase, but the total area of short-statured salt meadows is likely to be significantly less than what is estimated in Naturbase. The size of the salt meadows varied regionally, with relatively small sites along the west and the south coast, and several large sites in Østfold and Vestfold. This is partly due to natural conditions, such as landscape and topography, but also that the degree of utilization of the coastal zone is a lot higher along the south coast.

A total of 16 red-listed vascular plants were recorded in the 117 sites. Red-listed vascular plants occurred together in salt meadows both in Østfold, Vestfold, Telemark and Agder, but the degree of clumping of red-listed species decreased towards the west, and the red-list species rich localities occurred much less frequently in Agder and Rogaland than in Østfold. Red-listed species often occurred in small fragments of salt meadows. In all, 492 species of beetles were recorded on a total of 15 sites. The number of species comprised nearly 14% of all beetle species found in Norway. Nine red-listed species were identified, four of which are classified as endangered (EN), four species are vulnerable (VU) and one species is near threatened (NT). In addition, three species were new to Norway since 2010. The results show that the species composition of beetles varied both between neighboring localities and regionally. To preserve the diversity of species in salt meadows it is therefore necessary to preserve large, heterogeneous sites and ensure a geographical distribution of these sites.

Human impact, such as house and infrastructure development and cultivation, has led to the loss of, or area reduction of, many salt meadows along the coast from Østfold to Rogaland. Cessation

of grazing is an important threat to remaining areas. About 50% of previously grazed salt meadow area in our dataset was now ungrazed, and regrowth with tall-statured graminoids and in the long-term trees, will over time lead to a reduction of the area of short-statured salt meadows. Fertilizer and runoff from cropland impoverish biodiversity of the salt meadows. In addition, impact from cabins and outdoor activities is a major threat, especially against remaining small salt meadow fragments.

The overall objective of the monitoring of the hotspot-habitat is to get an overview of the status and development of the number and the area of habitat occurrences, the ecological condition of the habitat, and the vascular plants related to the hotspot-habitat. In addition we recommend a separate module for monitoring of beetles on a selection of sites. We have used data collected throughout the study period as a basis for assessing the sampling method, relevant monitoring indicators and recording of these indicators. Selection of indicator variables and methods for recording these are described in Chapter 7.

Marianne Evju ([marianne.evju@nina.no](mailto:marianne.evju@nina.no)), Harald Bratli and Odd E. Stabbetorp: NINA, Gaustadalléen 21, N-0349 Oslo.

Oddvar Hanssen and Frode Ødegaard: NINA, Postboks 5685 Sluppen, N-7485 Trondheim.



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>7</b>
<b>Forord</b> .....	<b>9</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>11</b>
<b>2 Hva kjennetegner hotspot-habitatet strandeng?</b> .....	<b>13</b>
2.1 Strandeng i Naturtyper i Norge.....	13
2.1.1 Strandeng i NiN v. 1.0.....	13
2.1.2 Strandenger og semi-naturlige strandenger i NiN versjon 2.0 .....	15
2.1.3 Avgrensing mot nærstående naturtyper .....	17
<b>3 Eksisterende kunnskap om arealer og arter</b> .....	<b>19</b>
3.1 Eksisterende datakilder .....	19
3.1.1 Naturbase .....	19
3.1.2 Havstrandkartleggingene.....	20
3.1.3 Strandeng i verneområder.....	21
3.2 Arter tilknyttet strandeng – eksisterende kunnskap .....	22
3.2.1 Karplanter .....	22
3.2.2 Invertebrater.....	27
3.2.3 Andre artsgrupper.....	29
3.3 Avgrensning av hotspot-habitatet strandeng i ARKO .....	30
<b>4 Hotspot strandenger: kartlegging i ARKO</b> .....	<b>32</b>
4.1 Utvalg av lokaliteter for kartlegging .....	32
4.2 Metoder for registrering på lokalitetene.....	32
4.2.1 Avgrensing av polygoner i felt .....	32
4.2.2 Registrering av egenskaper ved polygonene .....	34
4.2.3 Kartlegging av karplanter.....	34
4.2.4 Kartlegging av invertebrater.....	34
4.3 Resultater.....	37
4.3.1 Forekomst og areal av naturtypen.....	37
4.3.2 Artsmangfold av karplanter.....	41
4.3.3 Artsmangfold av invertebrater .....	45
4.3.3.1 Håvprøver .....	45
4.3.3.2 Fallfelleprøver .....	48
4.3.3.3 Håv vs. fallfeller.....	49
4.3.3.4 Rødlistearter .....	51
4.3.4 Samvariasjon mellom karplanter og invertebrater.....	56
4.4 Oppsummering .....	57
4.4.1 Forekomst og areal av strandeng.....	57
4.4.2 Rødlistearter i strandeng .....	57
<b>5 Status og påvirkningsfaktorer</b> .....	<b>59</b>
5.1 Påvirkninger og inngrep.....	59
5.1.1 Gjengroing .....	59
5.1.2 Oppdyrking og grøfting .....	62
5.1.3 Nedbygging og andre arealinngrep .....	63
5.1.4 Friluftsliv, slitasje, konvertering til plen og tomtestell .....	65
5.1.5 Forurensing, oljesøl og forsøpling .....	67

5.1.6 Fremmede arter .....	67
5.1.7 Klimaendringer og havnivåstigninger .....	69
5.2 Oppsummering .....	69
<b>6 Forslag til overvåking av hotspot-habitatet strandeng .....</b>	<b>71</b>
6.1 Formål med overvåking av hotspot-habitatet sørlige strandenger.....	73
6.2 Avgrensning av definisjonsområdet for overvåking.....	73
6.3 Utvalg og avgrensning av overvåkingslokaliteter .....	73
6.3.1 Hvordan velge ut overvåkingslokaliteter.....	73
6.3.2 Avgrensning av hotspot-habitatet i overvåkingslokalitetene .....	74
6.4 Valg av overvåkingsindikatorer .....	74
6.5 Design for datainnsamling på en overvåkingslokalitet .....	76
6.6 Metoder for registrering av indikatorvariablene.....	76
6.7 Overvåkingsfrekvens og antall overvåkingslokaliteter .....	77
6.8 Overvåking av invertebrater på strandeng .....	80
6.9 Datalagring, analyse og rapportering .....	80
6.10 Tidsbruk, overvåkingskapasitet og kompetanse .....	81
<b>7 Konklusjon om utvikling av overvåkingsmetode .....</b>	<b>82</b>
<b>8 Referanser .....</b>	<b>84</b>
<b>Vedlegg 1 Rødlisterarter tilknyttet strandeng og strandsump .....</b>	<b>89</b>
<b>Vedlegg 2 Kartlagte lokaliteter i ARKO .....</b>	<b>93</b>
<b>Vedlegg 3 Biller registrert i ARKO .....</b>	<b>99</b>
<b>Vedlegg 4 Karplanter registrert i ARKO .....</b>	<b>110</b>

## Forord

Dette er nr. 3 av 4 rapporter som oppsummerer arbeidet med nye hotspot-habitater under ARKO-prosjektets periode III.

En sentral del av Stortingsmelding nr 42 (2000-01) "Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning" er innføringen av et nytt kunnskapsbasert forvaltningssystem for biologisk mangfold. Dette systemet bygger på at all areal- og ressursforvaltning skal utføres på bakgrunn av kunnskap om hvor de viktigste områdene for biologisk mangfold er, hvilken verdi områdene har og hvordan ulike aktiviteter påvirker mangfoldet. Prinsippene for sektoransvar er sterkt og tydelig fokusert.

I denne sammenhengen ble "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" etablert i 2003. Målet er å gi informasjon om stedfesting og verdiklassifisering av viktige områder for biologisk mangfold, undersøke endringer i biologisk mangfold over tid og årsakene til endringene, og komme med forslag til tiltak og oppfølging av disse. Programmet skal både kvalitetssikre eksisterende data, etablere aktiviteter for å tette kunnskapshull og videreutvikle pågående kartleggings- og overvåkingsaktiviteter. Data skal gjøres allment tilgjengelig. Dette inkluderer utvikling og iverksettelse av opplegg for nye systematiske registreringer av rødlistearter i prioriterte områder, samt videreutvikling av eksisterende kartleggingsprogrammer slik at nye funn av rødlistearter fanges opp i større grad. Programmet finansieres av Miljødirektoratet, Forsvarsbygg, Jernbaneverket, Vegdirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat, Landbruksdirektoratet og Landbruks- og matdepartementet. Miljødirektoratet er sekretariat.

Denne rapporten omhandler en del av prosjektet "Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking" (ARKO), som er en del av Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Formålet med ARKO-delprosjektet er tredelt: øke kunnskapen om rødlistearter, identifisere viktige forvaltningsarealer for rødlistearter og utvikle metoder for overvåking av rødlistearter. Prosjektet er et samarbeid mellom Norsk institutt for naturforskning, Institutt for naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (INA-NMBU), Naturhistorisk museum ved Universitetet i Oslo (NHM-UiO) og Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO, tidligere Norsk institutt for skog og landskap).

ARKO-prosjektet har fokusert på sjeldne, velavgrensede naturtyper med ansamlinger av rødlistearter/truete arter, gjerne også med mange habitatspesifikke arter, såkalte **hotspot-habitater**. Første programperiode i ARKO/Nasjonalt program gikk fra 2003 til 2006, andre programperiode fra 2007 til 2010, og tredje periode går fra 2011 til 2015. Alle tidligere rapporter finnes på ARKOs hjemmeside ([www.nina.no/Miljøovervåking/Rødlistearter-ARKO.aspx](http://www.nina.no/Miljøovervåking/Rødlistearter-ARKO.aspx)). Arbeidet med nye hotspot-habitater i ARKOs periode III beskrives i fire rapporter, som fokuserer på hvert sitt hotspot-habitat:

1. Nordén, B., Evju, M. & Jordal, J. B. 2015. Gamle edellauvtrær – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. – NINA Rapport 1168.
2. Blom, H. H., Evju, M., Gaarder, G., Ihlen, P. G. & Jordal, J. B. 2015. Boreonemoral regnskog – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. – NINA Rapport 1169.
3. Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. – NINA Rapport 1170.
4. Bratli, H., Evju, M. & Stabbetorp, O. E. 2015. Kalkberg – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. – NINA Rapport 1171.

Mandatet for arbeidet med hotspot-habitater i ARKO er beskrevet i "Interdep's Arbeidsplan 2009-2010 for Nasjonalt program – Trua arter":

"Arbeidet videre vil da bestå i å kartfeste forekomster av slike habitater på nasjonalt nivå, dokumentere artsinventar (inkludert regionale variasjoner), og fastsette disse arealenes relative betydning for aktuelle rødlistearter. Det vil også være aktuelt å se på arealmessig utvikling av habitatet (både tilbake i tid og prognoser framover) og identifisere viktige trusselfaktorer. Det bør også utvikles overvåkingsopplegg som kan dokumentere arealmessig endring for selve habitatet, og som også kan dokumentere endringer for forekomster av arter i habitatet."

Denne rapporten gjelder hotspot-habitatet strandeng og oppsummerer kunnskapsstatus, resultater av kartlegging gjennomført i ARKO og forlag til overvåkingsopplegg.

Oslo, september 2015

Marianne Evju  
Hotspot-ansvarlig og prosjektleder ARKO

# 1 Innledning

Selv om det kan sies at det er "vanlig å være sjelden" (Preston 1948), altså at artssammensetningen i de fleste typer natur preges av noen få vanlige arter samt en mengde mindre vanlige arter, er det ingen tvil om at menneskelig aktivitet har ført til en nedgang for mange arter. Dette gjenspeiles i både globale og nasjonale rødlistener. De fem største truslene mot det biologiske mangfoldet på jorda er arealendringer, forurensning, klimaendringer, fremmede arter og jakt/utnyttning. Av disse er arealendringer den klart viktigste når det gjelder risiko for at norske arter dør ut (Kålås et al. 2010). Så mye som 85 % av rødlisteartene trues av ulike typer av endret arealbruk, som resulterer i habitattap og fragmentering av gjenværende leveområder. Kunnskap om hvor de sjeldne og truede artene holder til er derfor viktig i arbeidet med å ivareta det biologiske mangfoldet i Norge.

Rødlistete arter er ikke jevnt fordelt mellom ulike geografiske områder i Norge. Aller flest truede og nær truede arter finner vi i de sørøstligste delene av landet (Kålås et al. 2010). Dersom vi ser på geografiske mønstre innen ulike artsgrupper, finner vi at rødlistearter fra ulike artsgrupper klumper seg i til dels ulike regioner (Gjerde & Baumann 2002, Ødegaard et al. 2006). Dette har vi kalt hotspot-regioner i ARKO-prosjektet (Sverdrup-Thygeson et al. 2009, Ødegaard et al. 2006).

De rødlistete artene er ikke bare knyttet til bestemte regioner, men også til bestemte habitater eller naturtyper. Noen slike habitater har en opphopning av rødlistearter, fordi mange rødlistete arter er avhengig av akkurat dette habitatet for å klare seg, og fordi habitatet i seg selv er sjeldent i naturen vår. Slike sjeldne, velavgrensete naturtyper med ansamlinger av rødlistearter – gjerne også mange habitat-spesifikke rødlistearter – har vi kalt hotspot-habitater i ARKO (Næss & Sverdrup-Thygeson 2010, Ødegaard et al. 2006).

Hotspot-habitater kan inneholde konsentrasjoner av arter fra samme eller fra forskjellige artsgrupper, og både forekomst og avgrensning er avhengig av skala. Konseptet hotspots i økologien stammer fra arbeid på 1980- og 1990-tallet (Dobson et al. 1997, Myers 1988, Prendergast et al. 1993, Reid 1998), hvor fokuset var på globale og regionale hotspots for biologisk mangfold, i betydningen høy artsrikdom eller mange endemiske arter. Senere arbeider i Nord-Europa har fokusert på hotspots i mindre skala (Gjerde et al. 2004, Skarpaas et al. 2011), og på behovet for å prioritere ulike typer av hotspots f.eks. i et reservatnettverk (Cabeza & Moilanen 2001, Gjerde et al. 2007).

Når det gjelder den store utfordringen det er å stanse tapet av biologisk mangfold, kombinert med begrensede økonomiske ressurser, virker det hensiktsmessig å fokusere på å ivareta små, avgrensete arealer som er levested for mange truede arter – som er nettopp de artene med størst behov for vår beskyttelse. Derfor har vi i ARKO arbeidet med å kartlegge og avgrense lokaliteter av seks ulike hotspots i programperiode II og fire nye hotspots i programperiode III, og kartlegge hvilke rødlistete arter som holder til i disse. Alle artsregistreringer er eller vil bli tilgjengelig i Artskart (<http://artskart.artsdatabanken.no/default.aspx>). ARKO-prosjektet har også framskaffet en betydelig mengde ny kunnskap om habitattilknytning og økologi for truede og nær truede arter, som er viktig i det videre arbeidet med å utarbeide en effektiv overvåking av disse hotspot-habitatene og deres tilhørende arter.

ARKO-prosjektet har gått gjennom den norske Rødlista for arter i 2008 (basert på Kålås et al. 2006) og i 2011 (basert på Kålås et al. 2010). Vi har søkt etter overlappende habitatkrav hos artene, sortert ut hvilke naturtyper som har en høy forekomst av rødlistearter (hotspot-habitater) og diskutert andre kriterier som internasjonalt ansvar og operasjonelle kriterier (Sverdrup-Thygeson et al. 2008, Sverdrup-Thygeson et al. 2011a). Hotspot-habitatene representerer de mest forvaltningsrelevante naturtypene våre i forhold til bevaring av rødlistearter. Seks av disse hotspot-habitatene var prioritert og kartlagt i ARKO periode I (2003–2007) og II (2008–2010) (Brandrud et al. 2011, Bratli et al. 2011, Sverdrup-Thygeson et al. 2011b, Wollan et al. 2011,

Ødegaard et al. 2011a, Ødegaard et al. 2011b). Fire nye hotspot-habitater har vært prioritert og kartlagt i ARKO periode III (2011–2015) og sluttrapporteres i 2015.

Arbeidet med hotspot-habitatene har vært styrt rundt følgende seks punkter:

1. beskrivelse og avgrensning av hotspot-habitatet
2. dokumentasjon av hotspot-habitatets utbredelse/kartfesting av nasjonale forekomster av hotspot-habitatet
3. dokumentasjon av artsinventar, inkludert regionale variasjoner
4. vurdering av arealenes relative betydning for de tilstedeværende rødlistearter
5. vurdering av arealmessig utvikling (framover/bakover) inkludert trusselfaktorer
6. utvikling av overvåkingsopplegg for habitatet og artene der

Når det gjelder overvåking, er det mange utfordringer knyttet til utformingen av et overvåkingsopplegg for biologisk mangfold generelt og for sjeldent forekommende arter spesielt. Dette er grundig diskutert i andre rapporter (Framstad 2013, Framstad & Kålås 2001, Halvorsen 2011, Lindenmayer & Likens 2010, Yoccoz et al. 2001). I sluttrapportene for ARKO periode III presenterer vi forslag til overvåking av hotspot-habitatene og de tilhørende rødlistearter, på tilsvarende vis som for hotspot-habitatene fra periode II (Bakkestuen et al. 2014, Brandrud et al. 2014, Bratli et al. 2014, Sverdrup-Thygeson et al. 2013).

Gjennomgangen av Rødlista for arter 2010 viste at det til sammen er registrert 120 rødlistearter, hvorav 85 truede arter med ca. > 15 % av sine forekomster, i strandenger (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a). Mange av disse rødlistearter er habitat-spesifikke, med hovedforekomstene sine i strandenger. Det ble konkludert med at særlig kortvokste strandenger er et viktig hotspot-habitat for flere organismegrupper, spesielt karplanter, biller og sommerfugler, og at naturtypen er økologisk-geografisk og biomangfoldsmessig velavgrenset, og egner seg for kartlegging og overvåking av rødlistearter.

Det er utarbeidet utkast til faggrunnlag med handlingsplan for strandeng og strandsump i Norge (Evju et al. 2013). Tre prioriterte arter kan forekomme i naturtypen strandeng og strandsump; honningblom *Herminium monorchis* (CR), dverggås *Anser erithropys* (CR) og svarthalespove *Limosa limosa* ssp. *islandica* (EN). For en rekke arter som hører hjemme i naturtypen, er faggrunnlag med handlingsplan enten utarbeidet eller under utarbeiding. Det gjelder purpurmarihand *Dactylorhiza purpurella* (EN), kvitsjøsalturt *Salicornia dolichostachya* ssp. *pojarkovae* (VU), og tusengylden *Centaurium littorale* (EN), dverggylden *C. pulchellum* (VU), jærsøte *Gentianella amarella* ssp. *septentrionalis* (EN), østersjøsoete *G. campestris* ssp. *baltica* (CR) og smalsøte *G. uliginosa* (EN), som alle omfattes av handlingsplan for søtearter i strandeng.

Strandeng er vurdert som nær truet (NT) i Rødlista for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011), og særlig strandeng, dvs. strandenger i den boreonemorale sonen, er vurdert til kategori sterkt truet (EN). Sterk reduksjon i tilstand som følge av gjengroing, hovedsakelig pga. opphør av beiting, samt generelt arealpress, ligger til grunn for vurderingen. I Rødlista for naturtyper påpekes et behov for å oppdatere kunnskapen om gjenværende arealer og tilstand på disse. Det er ikke gjort arealkartlegginger eller beregninger av areal i nyere tid av sørlige strandenger spesielt eller strandeng og strandsump generelt.

## 2 Hva kjennetegner hotspot-habitatet strandeng?

Strandenger er åpne gress- og urtedominerte vegetasjonstyper i fjæresonen. Fjæresonen er møtestedet for to grunnleggende ulike hovedtyper av natur; marine typer permanent neddykket i havet og terrestriske typer uten direkte påvirkning av salt- eller brakkvann. Strandenger finnes på beskyttede steder i fjæresonen, gjerne i langgrunne og lite eksponerte bukter der akkumulasjon av finsedimenter kan finne sted. På slike steder bidrar også landheving til nytt areal der strandenger kan etableres.

### 2.1 Strandeng i Naturtyper i Norge

#### 2.1.1 Strandeng i NiN v. 1.0

Strandeng og strandsump er en egen hovedtype (S7) av fjæresonesystemer i NiN versjon 1.0 (Halvorsen et al. 2009), delt i 13 grunntyper. Strandeng inngår som åtte av grunntypene i hovedtypen strandeng og strandsump:

*Naturtypenivå:* Natursystem

*Natursystem-hovedtype:* Strandeng og strandsump

*Grunntyper:* [1] øvre brakkvasseng, [2] øvre brakkvassfukteng, [3] øvre salteng, [4] øvre saltfukteng, [5] midtre brakkvasseng, [6] midtre salteng, [7] nedre brakkvasseng, [8] nedre salteng

Økoklinene som ligger til grunn for inndeling i grunntyper er

1. Marin salinitet (SA)
2. Vannmetning (VM)
3. Oversvømmingsvarighet (OV)
4. Primær suksesjon (PS)

Oversvømmingsvarighet beskriver den tradisjonelle inndelingen av strandsonen i øvre, midtre og nedre vannstrand (hydrolitoralsonen) og øvre, midtre og nedre landstrand (geolitoralsonen). Ovenfor landstranda ligger sjøsprøytsonen (supralitoralsonen), og nedenfor vannstranda ligger permanent neddykket bunn (sublitoralsonen). Denne inndelingen har lang tradisjon i nordisk vegetasjonsøkologi (f.eks. Sjörs 1967). Vannstranda karakteriseres av undervannsenger og forstrender og, der et helofyttbelte er etablert, av strandsummer. Med helofytter menes sumpplanter, planter som tåler å vokse med røttene under vann, men der resten av skuddet står over vann. Helofytter er ofte høyvokste gress eller gresslignende planter, som takrør, havstarr eller havsivaks. Grunntypene av strandenga er knyttet til landstranda. Siden strandenger ligger i svakt hellende terreng, er betydningen av sjøsprøyt ansett som liten, og derfor er sjøsprøytsonen (supralitoralsonen) i NiN 1.0 slått sammen med øvre landstrand.

Artssammensetningen i strandenger påvirkes også tydelig av vannets saltinnhold (saliniteten). Strandenger som oversvømmes av sjøvann med normalt saltinnhold, betegnes som salteng, mens strandenger som oversvømmes av brakkvann eller påvirkes av ferskvann fra land, betegnes brakkvassenger. Øvre landstrand oversvømmes sjeldnere og er derfor mindre salin enn midtre og nedre landstrand. I tørkeperioder kan imidlertid saliniteten øke, spesielt i sommervarme områder der fordampningen er høy. Lokalt i forsengkninger i landstranda kan uttørking av sjøvann gi anrikning av salt i saltpanner (grunntype 13).

Høy vannmetning i strandengene gir anaerobe forhold. Økoklinen vannmetning er bare relevant for øvre landstrand og gir grunnlag for inndeling i de veldrenerte grunntypene øvre brakkvasseng/salteng og fuktengtypene øvre brakkvassfukteng/saltfukteng (**Figur 1**).

		økoklin 2 marin salinitet (SA)					
		3 brakt 2 brakt med lavt saltinnhold		5 normalsalt 4 salt med redusert saltinnhold		6 saltanrikt	
		økoklin 3 primær suksesjon: primær suksesjon i strandsumper (fjæresonen) og på eufotisk ferskvannsbunn (PS-E)		økoklin 3 primær suksesjon: primær suksesjon i strandsumper (fjæresonen) og på eufotisk ferskvannsbunn (PS-E)		økoklin 3	
		E1 uten etablert helofyttdominert vegetasjon	E2 helofyttbelte	E1 uten etablert helofyttdominert vegetasjon	E2 helofyttbelte	1 uten helofyttdominert vegetasjon	
		økoklin 4 vannmetning: vannmetning av marka (VM-A)		økoklin 4	økoklin 4 vannmetning: vannmetning av marka (VM-A)		økoklin 4
		A1 veldrenert mark	A2 fuktmark	A1 veldrenert mark	A2 fuktmark		
økoklin 1 oversvømmingsvarighet: oversvømming av bunn og mark (OV-A)	A8 nedre vannstrand A7 midtre vannstrand A6 øvre vannstrand	[9] brakk vannsstrand-sump brakkvassmudderflate	[10] helofyttbelte i brakkvannsstrand-sump helofyttbrakkvassump		[11] saltvannsstrand-sump saltmudderflate	[12] helofyttbelte i saltvannsstrand-sump helofytt-salt-sump	
	A5 nedre landstrand	[7] brakk nedre landstrandeng nedre brakkvasseng			[8] salt midtre landstrandeng nedre salteng		
	A4 midtre landstrand	[5] brakk midtre landstrandeng midtre brakkvasseng			[6] salt midtre landstrandeng midtre salteng	[13] saltanrikt midtre-øvre landstrandeng saltpanne	
	A3 øvre landstrand A2 supralittoral	[1] veldrenert brakk øvre landstrandeng øvre brakkvasseng	[2] brakk øvre landstrand-fukteng øvre brakkvassfukteng	[3] veldrenert salt øvre landstrandeng øvre salteng	[4] salt øvre landstrandeng øvre saltfukteng		

**Figur 1.** Inndeling av natursystem-hovedtypen strandeng og strandsump (S7) etter Naturtyper i Norge versjon 1 (fra [www.naturtyper.artsdatabanken.no](http://www.naturtyper.artsdatabanken.no)).

Andre faktorer av betydning på strandeng og strandsump er forstyrrelser fra bølgeslag, vind og iserosjon, akkumulasjon av organisk materiale og av og til torvdannelse. Erosjon er generelt viktig i strandenger, og her har også isforholdene stor betydning. I islagte strandenger fryser strandengvegetasjon fast i isen, og om våren rives torv løs. Ofte ses en tydelig erosjonskant ytterst (**Figur 2**). I eroderte partier kan det dannes forstrandvegetasjon (Elven 2001). Isskuring om vinteren, gjerne i kobling med vinterstormer og høy vannstand, sliter også på vegetasjonen. Høy planteproduksjon i strandsump gir mye strø og akkumulasjon av organisk materiale, og det kan utvikles sumpjord. I indre deler av strandengene og ved tilsig av ferskvann kan det ved lav nedbrytning i nordlige strandenger utvikles et torvlag og dannelse av strandenger med myrpreget, hos Fremstad (1997) kalt sumpstrand – myrutforming. Myrplanter kan også opptre i indre strandenger i sør. I NiN-systemet fanges denne utformingen opp med den lokale basisøkoklinen akkumulering av organisk materiale: torvdannelse.





**Figur 2.** Erosjonskant langs kortvokst strandeng beitet av ku og gås. Ilene, Tønsberg. Foto: Harald Bratli.

En annen faktor av stor betydning er hevdpåvirkning, da mange strandenger er utnyttet til husdyrbeite. Særlig i sør bidrar dette til at suksesjon mot vegetasjon dominert av takrør og andre høyvokste graminider stopper opp. I tillegg til at husdyrene gjennom sin beiting reduserer den stående biomassen på strandenga og dermed reduserer dominansen av de mest konkurransedyktige planteartene, skaper de også mye tråkkslitasje på vegetasjonen. Som økologisk forstyrrelsesfaktor gir dette et viktig bidrag til variasjonen på strandengene. Beite fra gås og andre fuglearter har også betydning for opprettholdelse av kortvokst strandeng.

### 2.1.2 Strandenger og semi-naturlige strandenger i NiN versjon 2.0

I NiN 2.0 er fjæresonesystemer splittet på hovedtypegruppene marine bunnsystemer og fastmarksystemer. Grensen mellom disse følger grensen mellom vannstrand og landstrand, og strandsump og strandeng er derfor to ulike hovednaturtyper i NiN 2.0. Strandenger slik de er undersøkt i ARKO, omfatter i NiN 2.0 (Halvorsen et al. 2015):

*Naturtypenivå:* Natursystem

*Natursystem-hovedtype:* Saltanrikingsmark i fjæresonen (T11)

*Grunntyper:* [1] saltanrikingsmark på grus i geolitoral, [2] saltanrikingsmark på grus i supralitoral, [3] saltanrikingsmark på silt og leire i geolitoral

*Natursystem-hovedtype:* Strandeng (T12)

*Grunntyper:* [1] strandeng i nedre geolitoral, [2] strandeng i midtre geolitoral, [3] strandeng i øvre geolitoral, [4] strandeng i supralitoral

*Natursystem-hovedtype:* Semi-naturlig strandeng (T33)

*Grunntyper:* [1] semi-naturlig strandeng i øvre geolitoral, [2] semi-naturlig strandeng i supralitoral

Saltanrikingsmark (saltpanner) dannes i grunne forsenkninger i geolitoral- og supralitoralbeltet der fordamping av stagnerende saltvann fører til saltanriking. Hovedtypen er delt i tre grunntyper på bakgrunn av de lokale komplekse miljøvariablene Tørrleggingsvarighet (TV) og substratsortering. Tørrleggingsvarighet skiller de geolitorale forstrendene fra saltpanner i supralitoralen, mens substratsortering skiller forstrendene på fine substrater (silt og leire) fra forstrender på grus.

Strandengene har oppstått naturlig, men gjennom naturlig suksesjon og som resultat av landheving, vil mange strandenger gradvis endres til andre fastmarksystemer eller til helofytt-saltvannsump (hovedtype M8). I sør går denne suksesjonen relativt raskt, og naturlige strandenger forekommer først og fremst i nedre del av landstranda, eller som små, ofte grunnlendte arealer gjerne i tilknytning til strandberg, eller på sterkt eksponerte havstrender i den ytre skjærgården. I nordlige deler av landet går suksesjonen langsommere, og her finnes større arealer med naturlig strandeng. Til forskjell fra NiN 1.0 skiller det ikke ut egne brakkvannsgrunntyper i NiN 2.0. Strandengene deles derfor i fire grunntyper etter tørrleggingsvarighet, dvs. strandeng i nedre, midtre og øvre geolitoral, samt supralitoral.

Mange strandenger har vært utnyttet til beite i lang tid, og i sør betinges større, beskyttede strandenger av beitebruken. I NiN 2.0 skiller disse ut i hovedtypen Semi-naturlig eng. Denne deles i to grunntyper: semi-naturlig strandeng i øvre geolitoral og semi-naturlig strandeng i supralitoral. Takrørdominerte strandenger i sør kan enten være et resultat av primær suksesjon i naturlig strandeng eller et gjengroingsfenomen i semi-naturlige strandenger. Semi-naturlige strandenger skiller fra annen semi-naturlig eng ved markant innslag av salttolerante arter og fra naturlig strandeng ved sterkt innslag av arter fra semi-naturlig eng. Avgrensingen her er gradvis og ifølge Halvorsen et al. (2015) bør semi-naturlige strandenger avgrenses etter kunnskap om bruk, eventuelt tid siden bruken opphørte, og artssammensetning med innslag av arter typisk for semi-naturlig eng.

I tillegg til de lokale komplekse miljøvariablene som benyttes ved inndeling av grunntyper, finnes en rekke variabler innenfor beskrivelsessystemet til å beskrive tilleggsvariasjon.

De viktigste miljøvariablene i NiN 2.0 som inngår i strandenger, er:

- Tørrleggingsvarighet (TV)
- Marin salinitet (SA)
- Saltanriking av mark i fjærebeltet (SF)
- Hevdintensitet (HI)
- Dominerende kornstørrelse (S1)

Tørrleggingsvarighet tilsvarer oversvømmingsvarighet i NiN 1.0 og er den klassiske gradienten fra sublitoral til epilitoral, som beskriver variasjon i vanddekning i overgangen fra vann til land. Strandengene omfatter nedre geolitoral til supralitoral.

Marin salinitet beskriver vannets saltinnhold fra ferskvann til saltvann. Der saltvann står i lengre perioder og fordamper, dannes hypersaline forhold. Dette beskrives ved variabelen saltanriking av mark i fjærebeltet, fra normal salt til disruptivt saltanriking, som er så salt at stabil artssammensetning ikke forekommer. I NiN 2.0 anses ikke variasjon i artssammensetning langs gradienten marin salinitet tilstrekkelig til utskilling av egne grunntyper innen salteng og brakkvannsenseng.

Hevdintensitet defineres som hevdens omfang, vurdert på grunnlag av grad og frekvens. Med hevd menes ifølge Halvorsen et al. (2015) regelmessig menneskebetinget aktivitet som opprettholder spesifikke naturtyper gjennom forstyrrelse, eventuelt i kombinasjon med tiltak for å fremme landbruksproduksjon. Aktiviteter og påvirkninger som inkluderes i hevdbegrepet, er slått, beiting og husdyrtråkk, brenning, jordbearbeiding, rydding, sprøyting, gjødsling, høsting av tresjiktet, såing og vanning. Hevdintensitet beskriver variasjon i menneskebetinget forstyrrelse fra naturmark, via semi-naturlig mark til sterkt endret mark i åtte trinn.

Dominerende kornstørrelse beskriver variasjonen fra leirpartikler til fast fjell, med skjellsand som et spesialtrinn.

### 2.1.3 Avgrensing mot nærstående naturtyper

Strandengene er avgrenset nedover av marine undervannsenger med grunntypen salt undervannseng i hydrolitoral (M7, grunntype 3). Avgrensingen går mellom hydrolitoral og geolitoral langs den lokale komplekse miljøvariabelen tørrleggingsvarighet, og definerer samtidig grensen mellom saltvannsbunnsystemer og fastmark. Grensen settes der andelen av vekstsesongen som er tørrlagt, er mer eller mindre enn 50 %. Dette er likevel en gradvis overgang som kan være vrien å avgjøre i felt. Artssammensetningen i salt undervannseng i hydrolitoral består imidlertid av havgras og andre arter som lever mer eller mindre neddykket.

Helofytt-saltvannsump (M8) er i NiN 2.0 helofyttbelter i vannstranddelen eller noe opp i landstranden (Halvorsen et al. 2015). Dette er typisk belter med takrør og andre store helofytter som havsivaks, pollisivaks og havstarr, og typen finnes først og fremst i brakkvann. Ved naturlig suksesjon vil strandenger endres til andre fastmarkssystemer eller forsumpes og ende opp som helofytt-saltvannsump (M8). Avgrensingen mellom strandeng og helofytt-saltvannsump kan være gradvis. Helofytt-saltvannsump omfatter tette bestand, dekning mer enn 25 %, av store helofytter. Grensen mot fastmarkssystemer trekkes der hvor marken er dekt av vann mer enn 50 % av tiden. Avgrensing skal trekkes på grunnlag av artssammensetning, og overgangshelofytter (helofyttkantarter) skal ikke inngå i helofytt-saltvannsumpen. Dette er typisk arter som kattehale, gulldusk, fredløs og krypkvein (Halvorsen et al. 2015). I ARKO-undersøkelsen er typiske og omfattende takrørbelter i vannstranda utelatt, men mindre areal og overgangsformer inngår, især enger og sumpskogsmark med overgangshelofytter.

Strandberg (T6) er nakent berg som påvirkes av saltvann. De skilles lett mot strandenger ut fra substrat, men små knauser, svaberg og lignende vil ofte inngå i en mosaikkpreget kyst. I indre deler av strandenger inngår også nakent berg (T1). Typisk er det opp mot strandberg og nakent berg en smal sone med svært grunnlendt mark, ofte små mer eller mindre vegetasjonsfrie grusflekker, der en del konkurransesvake arter kan finnes. Pusleblom er en sjelden art som kan vokse slike steder.

Flekker med sandstrand Sanddynemark (T21) grunntype 1 forstrand forekommer også i veksling med strandenger. Sandstrender forekommer først og fremst på mer eksponerte steder enn strandeng, men strandeng kan også utvikles på sandig mark. Ved iserosjon, tråkk og annen påvirkning kan det dannes små areal med åpen sand. Sandstrandvegetasjon skiller seg oftest tydelig fra strandeng ut fra artssammensetning, men arter som strandrug og sandarve går ofte inn i kant av strandenger.

Driftvoller (T24) betinges av stadig tilførsel av tang og tare slik at det dannes mer eller mindre permanente ansamlinger av organisk materiale. De er derfor typisk knyttet til mer eksponerte strender enn strandenger. Driftvoller forekommer likevel i nær tilknytning til strandenger mange steder, og mindre ansamlinger av tang og tare finnes som naturelementer innen strandeng. Innslag av driftvollarter er derfor vanlig på de fleste strandenger. Driftvoller skiller seg fra strandenger ved permanente forekomster av driftmateriale, som ved nedbrytning gir et svært nitrogen- og fosforrikt substrat med en karakteristisk artssammensetning av næringskrevende arter. I strandenger inngår ofte åkerdylle, meldearter, klengemaure og krushøymol.

Grus- og steindominert strand (T29) forekommer ofte i tilknytning til eller som mindre flekker i strandeng. Grus- og steinstrand kan også inneholde små arealer av strandengvegetasjon på steder som er mindre eksponerte, hvor finere substrat og organisk materiale har hopet seg opp. Dette er som regel naturlige forekomster. Typen forekommer på mer eksponerte steder enn strandeng. I tillegg til substrat kjennetegnes grus- og steindominert strand i geolitoral og supra-litoral av et eget sett arter som østersurt, strandkål, strandrug, strandkvann, strandvortemelk og

engstorkenebb. På grunn av gradvise overganger og forekomster med småflekker av grus- og steinstrand i strandeng opptre disse artene også i strandeng. I indre deler av grus- og steinstrander utvikles stabile krattsamfunn med slåpetorn, einer, rosearter og en rekke andre busker.

Strandsumpskogsmark (V8) finnes ofte i indre del av strandengene. Strandsumpskogsmark er skoger som oversvømmes av ferskvann eller saltvann. For strandenger er avgrensning mot strandsumpskogsmark som oversvømmes av saltvann, aktuelt. I Fremstad (1997) inngår disse som svartor-strandskoger. I en overgangssone mot strandsumpskogsmark vil en del arter fra både supralitorale strandenger og strandskoger inngå. Både semi-naturlige strandenger som gror igjen og naturlige strandenger vil etter suksesjon kunne ende opp som strandsumpskogsmark.

## 3 Eksisterende kunnskap om arealer og arter

### 3.1 Eksisterende datakilder

Strandenger finnes langs kysten i hele Norge, men med varierende hyppighet og størrelse avhengig av landskap og topografi. Strandeng som egen type forekommer ikke i landsdekkende grunnlagskart eller offentlig arealstatistikk. To hovedkilder er brukt for å få en oversikt over forekomsten av naturtypen og den regionale fordelingen: Naturbase og rapporter fra kartlegging av havstrender i Norge.

#### 3.1.1 Naturbase

Strandeng og strandsump er en egen kartleggingsenhet (G05) i naturtypekartlegging etter DN-håndbok 13 (Anonym 2007).

Samtlige lokaliteter av naturtypen strandeng og strandsump ble søkt ut fra Naturbase pr. januar 2012. Vi fjernet innlandslokaliteter og duplikater, og totalt var det da registrert 1401 lokaliteter i Naturbase (**Tabell 1**). Flest lokaliteter og størst areal var registrert i Nordland, men også Aust-Agder, Vestfold, Nord-Trøndelag og Hordaland hadde mange lokaliteter. Det var 337 A-lokaliteter, 646 B-lokaliteter og 418 C-lokaliteter, med flest A-lokaliteter i Østfold, Vestfold og Nordland. Som **Tabell 1** viser, var det stor variasjon i antallet lokaliteter registrert, og i gjennomsnittlig størrelse på lokalitetene. Dette gjenspeiler i stor grad naturlig variasjon både i forekomst og areal mellom ulike regioner, men til en viss grad også mangel på kartlegging i noen fylker.

**Tabell 1.** Oversikt over naturtypelokaliteter av G05 Strandeng og strandsump i Naturbase pr. 25.01.12, fordelt på verdi og fylke.

Fylke	A	B	C	Totalt	Areal (daa)	Snitt areal (daa)
Østfold	59	56	6	121	5764	48
Akershus	5	9	12	26	603	23
Oslo	2	4	1	7	40	6
Buskerud	1	5	2	8	325	46
Vestfold	51	59	43	153	7025	46
Telemark	10	29	8	47	908	19
Aust-Agder	39	98	34	171	3029	18
Vest-Agder	23	31	15	69	1100	16
Rogaland	7	15	11	33	1687	51
Hordaland	8	44	80	132	1439	11
Sogn og Fjordane	4	10	14	28	3076	110
Møre og Romsdal	14	66	30	110	12958	118
Sør-Trøndelag	12	31	19	62	9231	149
Nord-Trøndelag	40	53	53	146	17838	122
Nordland	52	101	62	215	125271	583
Troms	5	25	13	43	8633	201
Finnmark	5	10	15	30	4862	162
<b>Totalt</b>	<b>337</b>	<b>646</b>	<b>418</b>	<b>1401</b>	<b>203787</b>	<b>145</b>

#### Fordeling på vegetasjonssoner

De ulike vegetasjonssonene utgjør en biogeografisk klassifikasjon som beskriver den klimatiske gradienten fra sør til nord. Langs kysten har havet en sterkt utjevne effekt på temperaturen, og de ulike sonene strekker seg mye lenger nord langs kysten enn de gjør i innlandet (jf. Moen 1998). Grovt sett fordeler de ulike vegetasjonssonene seg som følger langs kysten:

- Nemoral sone: Fra Grimstad i øst til fylkesgrensa mellom Vest-Agder og Rogaland.

- Boreonemoral sone: Oslofjorden og Skagerakkysten sør til Grimstad. Dessuten nord til Haram og Giske i Møre og Romsdal i ytre kyststrøk, og til og med Trondheimsfjorden i indre fjordstrøk.
- Sørboreal sone: Nord til og med Vega (Nordland) i ytre strøk; nord til Bodø og Fauske (Nordland) i fjordstrøk.
- Mellomboreal sone: Nord til Torsken (Troms) i ytre strøk, nord til Kvænangen (Troms) og Alta (Finnmark) i fjordstrøk.
- Nordboreal sone: Resten av den ytre Finnmarkskysten nord og øst til Nordkapp (Finnmark), og hele vegen øst til Russland i fjordstrøkene.
- Sør-arktisk sone: Ytterkysten av Varangerhalvøya og Nordkapp (Finnmark).

I NiN 1.0 og i Rødlista for naturtyper er nemoral sone slått sammen med boreonemoral sone. Det er derfor også gjort her.

I **Tabell 2** vises resultatet av en overlay-analyse mellom vegetasjonssonene og strandeng- og strandsumplokalitetene i Naturbase. Boreonemoral sone har den høyeste andelen av A-lokaliteter, i samsvar med at det er her strandengene inneholder mange rødlistearter i de øverste kategoriene (se kap. 3.2), og dette gir automatisk nasjonal verdi i henhold til verdikriteriene i DN-håndbok 13. Lokalitetene er også minst i boreonemoral sone. Dette kan dels være en effekt av at lokaliteter har blitt grovere avgrenset nordover, men avspeiler også en reell variasjon i topografi. Særlig på Sørlandskysten og Skagerak/Oslofjordområdet er kystsonen småkupert og danner mange små vikar. I tillegg kommer at kystsonen i dette området er sterkt utnyttet, slik at gjenværende strandengområder blir små. Fordelingen av registrert areal synes ellers til en viss grad å gjenspeile omfanget av de ulike sonene, med størst areal i mellomboreal sone. Nordboreal sone synes underrepresentert, og det er påfallende at den sør-arktiske sonen knapt er representert i Naturbase (kun én lokalitet registrert som punkt i Naturbase). Riktignok utgjør denne sonen en liten andel av norsk kyst, men den inneholder spesielle utforminger av strandenger med innslag av arktiske strandarter.

**Tabell 2.** Oversikt over lokaliteter (antall og areal) av G05 Strandeng og strandsump i Naturbase, fordelt på verdi og vegetasjonsgeografiske soner. Noen lokaliteter er angitt som punkter i Naturbase og mangler arealinformasjon. Basert på data fra Naturbase pr. 25.01.2012.

Sone	A	B	C	Totalt	Areal (daa)	Snitt areal (daa)
Boreonemoral	218	375	231	824	31206	38
Sørboreal	57	145	84	286	39829	139
Mellomboreal	57	111	83	251	127607	508
Nordboreal	5	15	19	39	5144	132
Sør-arktisk			1	1		
<b>Totalt</b>	<b>337</b>	<b>646</b>	<b>418</b>	<b>1401</b>	<b>203787</b>	<b>145</b>

### 3.1.2 Havstrandkartleggingene

På 1980- og 1990-tallet ble det gjennomført kartlegging av havstrender i de fleste av Norges fylker som ledd i oppfølgingen av St.meld. nr. 68 (1980-81) *Vern av norsk natur*. Formålet med kartleggingen var å dokumentere vegetasjon og flora, med regionale variasjoner, i ulike typer havstrender (Elven et al. 1988a, Elven et al. 1988b, c, d, Elven & Johansen 1983, Fjelland et al. 1983, Holten et al. 1986, Kristiansen 1988, Lundberg 1989, Lundberg & Rydgren 1994a, b). Dette omfattende arbeidet har bidratt til betydelig økt kunnskap om både forekomst og status for strandenger og strandsumper i Norge.

I overkant av 1500 lokaliteter som helt eller delvis består av strandeng og strandsump ble registrert (**Tabell 3**). Verdikriterier basert på vegetasjon og flora (variasjon, forekomst av sjeldne/truete vegetasjonstyper og arter), lokalitetenes størrelse og inngrepsstatus, la grunnlag

for en verdivurdering av hver enkelt lokalitet. Skalaen for verdivurdering varierte mellom undersøkelserne, men kan oppsummeres slik:

- ++++ svært verneverdig (internasjonal/nasjonal verdi)
- +++ verneverdig (nasjonal/regional verdi)
- ++ litt verneverdig (regional/lokal verdi)
- + uten/lokal verneverdi

Lokalitetene ble ofte avgrenset som landskapsobjekter i den forstand at de inkluderte en helhetlig kystlinje med mange ulike naturtyper. Det er derfor ikke mulig å trekke arealet av strandeng direkte ut av materialet. En sammenligning av den fylkesvise fordelingen av lokaliteter i Naturbase (**Tabell 1**) og i havstrandkartleggingene (**Tabell 3**) viser likevel at informasjonen i de to datasettene bare delvis er overlappende, selv om de totalt inneholder informasjon om omtrent like mange lokaliteter med strandeng og strandsump. For eksempel dokumenteres totalt 27 lokaliteter i Østfold i havstrandkartleggingen, mens Naturbase inneholder 121 lokaliteter i Østfold. I Nordland inngår 794 lokaliteter i havstrandregisteringene, mens kun 215 lokaliteter ligger inne i Naturbase. Dette kan tyde på at dekningsgraden av strandeng og strandsump i Naturbase er relativt god på Sør- og Sørøstlandet (Østfold til og med Rogaland), men mer varierende nordover.

**Tabell 3.** Lokaliteter med strandeng og strandsump fordelt på verdi og fylke, fra havstrandkartleggingene på 1980- og 1990-tallet.

Fylke	++++	+++	++	+	Totalt
Østfold	5	7	13	2	27
Akershus		2	7		9
Oslo		1			1
Buskerud		1	1		2
Vestfold	3	6	6		15
Telemark		8	11	1	20
Aust-Agder	1	9	10	7	27
Vest-Agder		8	9	1	18
Rogaland					
Hordaland	3	3	12	107	125
Sogn og Fjordane					
Møre og Romsdal	7	15	49	50	121
Sør-Trøndelag	3	17	43	17	80
Nord-Trøndelag	3	23	53	14	93
Nordland	23	188	201	382	794
Troms	3	10	17	47	77
Finnmark	7	20	24	52	103
<b>Totalt</b>	<b>58</b>	<b>318</b>	<b>456</b>	<b>680</b>	<b>1512</b>

### 3.1.3 Strandeng i verneområder

I følge evalueringen av verneområder i Norge (Blindheim et al. 2011, Framstad et al. 2010) er 294 forekomster av strandeng og strandsump registrert i Vernebase. Vernebasen sies å gi "stedvis god, men noe ujevn oversikt over utbredelsen til naturtypen". Det antas at vernebasen i stor grad har fanget opp forekomster innenfor verneområdene. Vernedekningen anses å være stedvis god, men med mangler spesielt i Hordaland, og også i deler av Trøndelag, Ofoten og Finnmark.

En overlay-analyse mellom verneområder og G05-polygoner i Naturbase viste at 17 % av Naturbase-polygonene (og 36 % av arealet) forekom innenfor verneområder (**Tabell 4**). Det var stor variasjon mellom fylkene; mens ingen av de kartlagte områdene i Hordaland lå innenfor verneområder, lå 76 % av kartlagt areal i Akershus innenfor verneområder, fulgt av Oslo, Vestfold og Møre og Romsdal. Mest vernet areal totalt lå i Nordland: to tredjedeler av alt vernet G05-areal i Naturbase lå i dette fylket.

**Tabell 4.** Oversikt over Naturbaselokaliteter som ligger innenfor verneområder. Antall og areal, med prosentandel, av A-lokaliteter og av alle lokaliteter. Basert på data fra Naturbase pr. 25.01.2012 og verneområder pr. juni 2013.

	Antall	Andel (%)	Areal (daa)	Andel (%)	Fylkets andel av totalt vernet Naturbase-areal (%)
Østfold	32	26	2557	44	3,5
Akershus	9	35	458	76	0,6
Oslo	5	71	28	69	0,04
Buskerud	1	13	7	2	0,01
Vestfold	52	34	4513	64	6,2
Telemark	4	9	124	14	0,2
Aust-Agder	1	1	38	1	0,05
Vest-Agder	16	23	487	44	0,7
Rogaland	4	12	137	8	0,2
Hordaland	0	0	0	0	0
Sogn og Fjordane	1	4	262	9	0,4
Møre og Romsdal	27	25	6975	54	9,5
Sør-Trøndelag	2	3	991	11	1,4
Nord-Trøndelag	31	21	4887	27	6,7
Nordland	41	19	49483	40	67,7
Troms	4	9	696	8	1,0
Finnmark	6	20	1462	30	2,0
<b>Totalt</b>	<b>236</b>	<b>17</b>	<b>73105</b>	<b>36</b>	<b>100</b>

## 3.2 Arter tilknyttet strandeng – eksisterende kunnskap

En gjennomgang av Rødlista for arter 2010 viste til sammen 120 rødlistearter av karplanter, alger, sopp og invertebrater som er registrert i strandeng og strandsump (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a), hvorav 85 truede arter med ca. > 15 % av sine forekomster i strandenger (**Vedlegg 1**). Mange av disse artene er strandengarter som har sine hovedforekomster i strandeng. I tillegg kommer en del beitemarksarter som har enkeltforekomster ned i de beittede strandengene.

### 3.2.1 Karplanter

Karplantefloraen i strandeng og strandsump er preget av spesialister som tåler et forhøyet saltinnhold i jorda. Dette, sammen med ulike former for økologiske forstyrrelser, gjør at busk- og treaktige arter ikke kan etablere seg. Det er derfor lyselskende urter, og spesielt gress- og gresslignende arter (graminider), som preger habitatet. Havet forårsaker god tilførsel av mineraler som kalsium og magnesium. Som regel er også tilgangen på makronæringsstoffer (nitrogen og fosfor) rimelig god. Vanntilgangen er imidlertid ofte begrensende, fordi det høye saltinnholdet hindrer plantene i å ha et effektivt opptak av vann, og plantene har derfor ulike tilpasninger (f.eks. sukkuulens) til å overleve vannmangel. Artene må også tåle ulike former for forstyrrelser forårsaket av hav og vind. Tidevann og andre variasjoner i vannstand gjør at de er stadig utsatt for neddykking, sedimentasjon og slitasje fra partikler i vannet. Vinterstid kan iserosjon fjerne vegetasjonsmatene. Beite fra både ville dyr og husdyr er også viktig for artssammensetningen i strandsonen.

De dominerende artene er gjerne flerårige graminider som har krypende underjordiske deler, som gjør at de vokser i matter med varierende høyde, og med stor evne til vegetativ reproduksjon via et forgreinet jordstengelsystem. Særlig gressartene har mange vekstpunkter nær bakkenivå, og dette gjør, sammen med de velutviklede underjordiske plantedelene, at de tåler beite og slitasje godt. På strandeng dominerer kortvokste arter som krypkvein *Agrostis stolonifera*, rødsvingel *Festuca rubra*, saltgrasarter *Puccinellia* spp., saltsiv *Juncus gerardii* og ulike starrarter *Carex* spp. I strandsumpene, som gjerne utvikles på steder med brakkvann og mindre forstyrrelse, dominerer mer høyvokste arter som for eksempel takrør *Phragmites australis*, havsivaks *Bolboschoenus maritimus* og havstarr *Carex paleacea*.



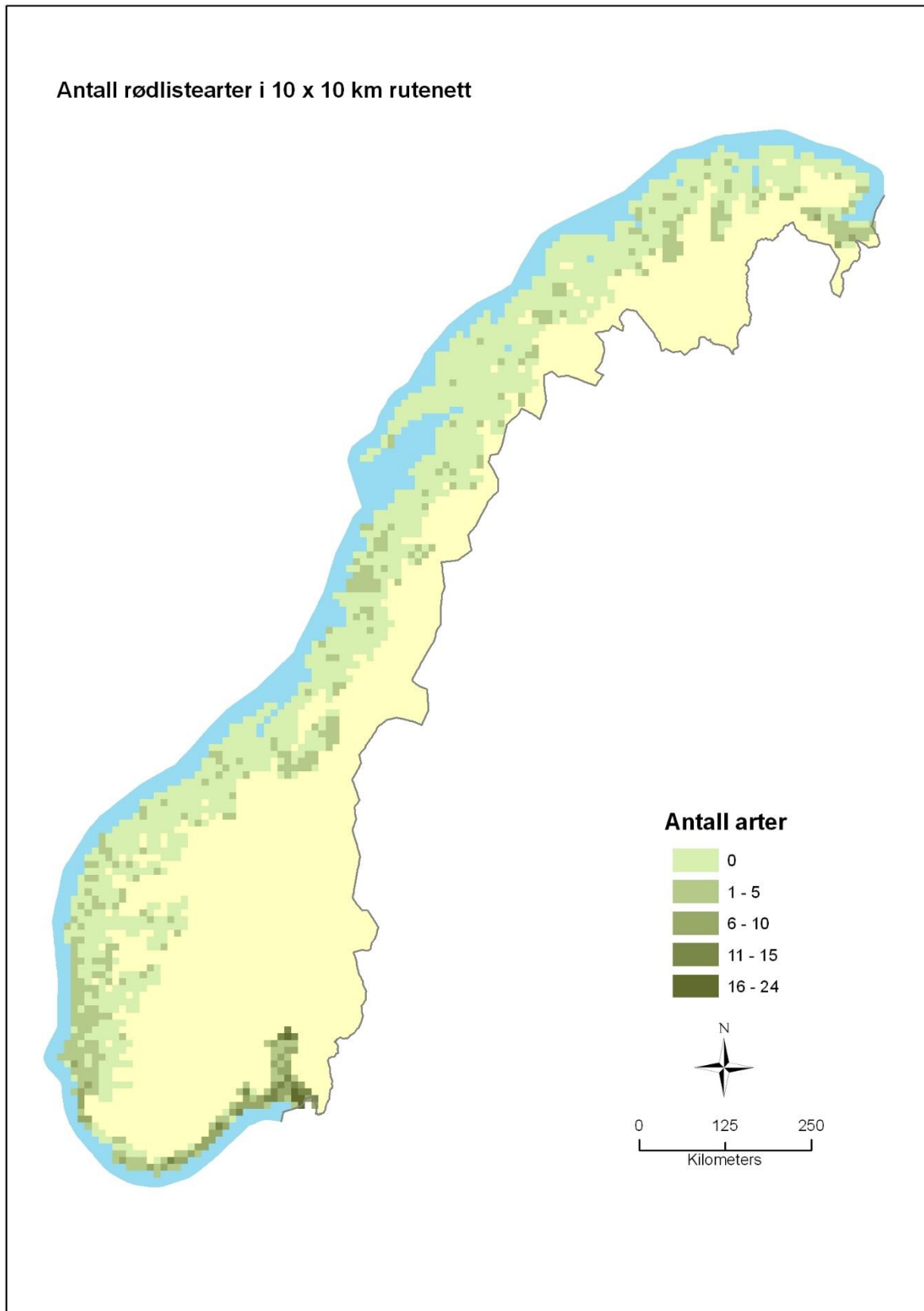
En rekke urteaktige planter er knyttet til strandengene i tillegg til de dominerende artene. I de nedre delene av landstranda er det ettårige arter som dominerer, først og fremst arter av salturt *Salicornia* spp. Et annet element er ettårige, gjerne bittesmå arter som er knyttet til flekker hvor forstyrrelser og slitasje har fjernet konkurransen fra dominantene. Eksempler på disse er salt-småarve *Sagina maritima* og dverggylden *Centaurium pulchellum* (VU). Mange av artene er sjeldne i Norge, og siden også strandenger utgjør et begrenset areal og er utsatt for mange påvirkninger (se kap. 5), er mange av artene oppført på den norske Rødlista.

#### **Forekomst av rødlistete karplanter**

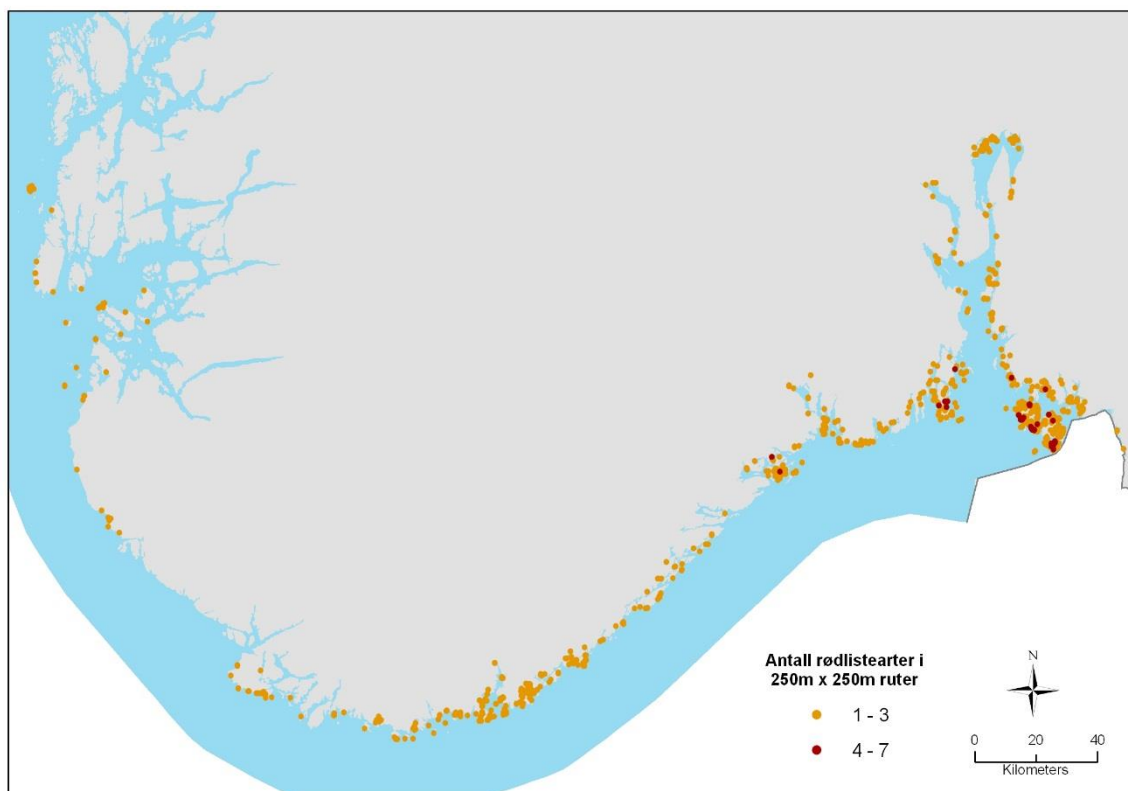
I alt 42 rødlistete arter og underarter av karplanter kommer ut som tilknyttet strandeng og strand-sump i rødlistebasen (**Vedlegg 1**). For å supplere denne lista brukte vi egen og kollegers kunnskap og la til sju rødlistearter som vurderes som interessante på strandenger. Vi lastet ned stedfestet informasjon om disse 49 artene fra Artskart (søk i Artskart 23.01.2012 og 01.03.2012) (Artsdatabanken 2012), i alt 9437 observasjoner av 48 arter (ingen observasjoner av marrispl *Limonium vulgare*).

For å få et bilde av den regionale fordelingen av rødlistete strandengplanter beregnet vi antall rødlistearter i et 10 × 10 km rutenett (bare inkludert ruter med kystlinje) i hele Norge (**Figur 3**). Figuren viser at rødlistearter forekommer spredt langs hele kysten, men med høyest tetthet langs kysten fra Østfold til Vest-Agder.

For å få en mer detaljert oversikt over forekomsten av rødlisteartene og graden av klumping på liten skala beregnet vi antallet rødlistearter i et rutenett med oppløsning på 250 × 250 m langs kysten fra Østfold til Rogaland. Funn med usikkerhet i stedfesting > 71 m, som tilsvarer et polygon på 100 × 100 m, ble sortert vekk. Som **Figur 4** viser, forekommer strandengtilknyttede rødlistearter også på liten romlig skala langs det meste av kystlinjen. Ansamlinger av rødlistearter finner vi i større grad i noen områder: Hvaler (Østfold), Tjøme (Vestfold) og Kragerø (Telemark) (**Figur 4**).



**Figur 3.** Antall rødlistete karplanter tilknyttet strandeng pr. rute i et 10 × 10 km rutenett over Norges kystlinje, basert på søk i Artskart 23.01.2012 og 01.03.2012 (Artsdatabanken 2012).



**Figur 4.** Antall rødlistete karplanter tilknyttet strandeng pr. rute i et 250 x 250 m rutenett over kystlinjen fra Østfold til Rogaland, basert på søk i Artskart 23.01.2012 og 01.03.2012 (Artsdatabanken 2012), og inkludert bare artsfunn med sikker stedfesting (se teksten for detaljer).

### Habitattilknytning hos karplantene

Kartlegging og overvåking av hotspot-habitater vil gi verdifull informasjon om forekomster og utvikling over tid for populasjoner av arter med sterk tilknytning til habitatet. Det er derfor sentralt å vurdere i hvor stor grad artene som forekommer i hotspot-habitatet, er sterkt tilknyttet dette habitatet eller bare har spredte forekomster der.

Listen over strandengtilknyttede karplanter er basert på informasjon i Rødlistebasen, og er i stor grad ekspertbasert kunnskap. Vi ville undersøke i hvor stor grad rødlisteartene også forekommer i andre naturtyper, for å kunne vurdere den relative betydningen av strandeng i forhold til andre naturtyper for disse artene. Vi gjennomførte søk i lokalitetsbeskrivelsene i alle naturtyper i Naturbase (pr. 25.01.2012) etter samtlige rødlistete karplanter på listen (**Vedlegg 1**). Både latinske og norske navn (ulike varianter) ble benyttet som søkeord. Mange lokalitetsbeskrivelser i Naturbase omtaler ikke konkrete artsfunn med artenes navn, så resultatene gir ikke en fullstendig oversikt over artsfunn i naturtypekartleggingen. Omfanget og nivået på naturtypekartleggingen i Naturbase er dessuten varierende. Vi mener likevel at resultatene gir en god indikasjon på grad av habitattilknytning for artene.

De 49 karplantene (arter og underarter) ble søkt ut fra beskrivelsene i 4356 lokaliteter fordelt på 61 ulike naturtyper i Naturbase. Feiltreff (f.eks. der det står at "pusleblom ble ikke funnet") ble fjernet fra datasettet. Artene ble nevnt i 1053 lokalitetsbeskrivelser i til sammen 44 naturtyper. I alt 42 % av alle funn var gjort i naturtypen strandeng og strandsump (**Tabell 5**). De andre vanligste naturtypene var naturbeitemark (8 %), rikt strandberg (6 %), mudderbanker (4 %), kystlynghei (4 %), brakkvannsdelta (3 %) og sand- og grusstrand (3 %).

**Tabell 5.** Oversikt over rødlistete karplanter søkt ut fra lokalitetsbeskrivelser i Naturbase (pr. 25.01.2015), med status på Rødlista 2010, fordelt på funn i lokaliteter av strandeng og strandsump (G05), totalt antall funn og andelen av totale funn som er gjort i strandeng og strandsump.

Norsk navn	Latinsk navn	RL-kat.	Ant. funn i G05	Ant. funn totalt	Andel funn i G05 (%)
strandmalurt	<i>Artemisia maritima</i>	NT°	2	4	50
fjordmelde	<i>Atriplex longipes</i> ssp. <i>longipes</i>	EN		0	
vasskjeks	<i>Berula erecta</i>	VU°		2	0
svartsivaks	<i>Blysmus compressus</i>	CR	2	3	67
stilkvasshår	<i>Callitriche brutia</i>	VU		7	0
reinstarr	<i>Carex arctogena</i>	NT		11	0
vipestarr	<i>Carex extensa</i>	VU	12	13	92
hartmansstarr	<i>Carex hartmanii</i>	VU	1	7	14
prikkestarr	<i>Carex punctata</i>	NT	5	17	29
tusengylden	<i>Centaurium littorale</i>	EN	60	92	65
dverggylde	<i>Centaurium pulchellum</i>	VU	75	99	76
fjæreknapp	<i>Cotula coronopifolia</i>	NA	1	1	100
firling	<i>Crassula aquatica</i>	VU		85	0
purpurmarihand	<i>Dactylorhiza purpurella</i>	EN	2	8	25
dvergsivaks	<i>Eleocharis parvula</i>	NT	5	28	18
østersjøse	<i>Gentianella campestris</i> ssp. <i>baltica</i>	CR		1	0
smalsøte	<i>Gentianella uliginosa</i>	EN	7	14	50
honningblom	<i>Herminium monorchis</i>	CR	2	5	40
elvemarigras	<i>Hierochloë hirta</i>	NT		15	0
brakkhesterumpe	<i>Hippuris lanceolata</i>	NT	1	7	14
korshesterumpe	<i>Hippuris tetraphylla</i>	NT	1	3	33
	<i>Hippuris tetraphylla</i> x <i>vulgaris</i>			0	
skjoldblad	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	NT	25	62	40
spiss-siv	<i>Juncus acutiflorus</i>	CR	1	2	50
svartsiv	<i>Juncus anceps</i>	VU		1	0
myrflatbelg	<i>Lathyrus palustris</i>	VU	3	24	13
snau myrflatbelg	<i>Lathyrus palustris</i> ssp. <i>palustris</i>	EN		0	
håret myrflatbelg	<i>Lathyrus palustris</i> ssp. <i>pilosus</i>	NT		0	
marrisp	<i>Limonium vulgare</i>	VU°		0	
pusleblom	<i>Lysimachia minima</i>	EN	28	66	42
strandrødtopp	<i>Odontites verna</i> ssp. <i>litoralis</i>	VU	103	150	69
bukkebeinurt	<i>Ononis arvensis</i>	NT	19	49	39
tornbeinurt	<i>Ononis spinosa</i> ssp. <i>spinosa</i>	EN		2	0
ormetunge	<i>Ophioglossum vulgatum</i>	VU	26	93	28
	<i>Primula nutans</i>	NT		0	
finnmarksnøkleblom	<i>Primula nutans</i> ssp. <i>finmarchia</i>	NT	1	5	20
finnmarkssaltgras	<i>Puccinellia finmarchica</i>	VU		0	
dverglin	<i>Radiola linoides</i>	EN	10	20	50
islandskarse	<i>Rorippa islandica</i>	EN		8	0
berghøymol	<i>Rumex bryhni</i>	VU		2	0
frynsehøymol	<i>Rumex maritimus</i>	EN		0	
fjærehøymol	<i>Rumex maritimus</i> ssp. <i>maritimus</i>	EN		7	0
kvitsjøsalturt	<i>Salicornia dolichostachya</i> ssp. <i>pojarkovae</i>	VU		0	
krusfrø	<i>Selinum carviiflora</i>	NT	3	28	11
myrstjerneblom	<i>Stellaria palustris</i>	EN	2	47	4
jordbærkløver	<i>Trifolium fragiferum</i>	EN	43	52	83
vasskrans	<i>Zannichellia palustris</i>	EN	2	10	20
småvasskrans	<i>Zannichellia palustris</i> ssp. <i>palustris</i>	EN	1	1	100
storvasskrans	<i>Zannichellia palustris</i> ssp. <i>polycarpa</i>	CR	2	2	100
<b>SUM</b>			<b>445</b>	<b>1053</b>	<b>42</b>

Vi ønsket å oppsummere artenes tilknytning til strandeng. Vi delte artene inn langs to akser: 1) grad av tilknytning til strandeng, basert på andelen av Naturbasefunnene gjort i G05 (høy, midt og lav), og 2) antall funn totalt (mange, en del og få).

Et sett med rødlistearter som peker seg ut med høy tilknytning til strandenger er dverggylden *Centaureum pulchellum*, tusengylden *C. littorale*, jordbærkløver *Trifolium fragiferum*, strandrødtopp *Odontites verna* ssp. *litoralis* og vipestarr *Carex extensa* (**Tabell 6**). Disse artene har mange eller en del funn i Naturbase, og mer enn 50 % av funnene er gjort i naturtypen strandeng og strandsump. For arter med få funn skal man være forsiktig med å konkludere med graden av tilknytning til strandeng, ettersom tilfeldigheter kan forventes å spille en større rolle. For småvasskrans *Zannichella palustris* ssp. *palustris* foreligger f.eks. kun informasjon om ett funn i Naturbase.

**Tabell 6.** Oversikt over gruppering av strandengtilknyttete karplanter etter antall funn i Naturbase og andel av disse funnene gjort i Strandeng- og strandsumplokaliteter.

	Mange funn (> 50)	En del funn (10–50)	Få funn (< 10)
<b>Høy tilknytning (&gt; 50 %)</b>	strandrødtopp dverggylden tusengylden jordbærkløver	vipestarr	svartsivaks storvasskrans småvasskrans fjæreknapp
<b>Middels tilknytning (20–50%)</b>	ormetunge skjoldblad pusleblom	dverglin bukkebeinurt prikkstarr smalsøte vasskrans	spiss-siv korshesterumpe strandmalurt finnmarksnøkleblom honningblom purpurmarihand
<b>Liten tilknytning (&lt; 20 %)</b>	firling	myrstjerneblom dvergsivaks krusfrø myrflatbelg elvemarigras reinstarr	hartmansstarr brakkhesterumpe tornbeinurt berghøymol fjærehøymol vasskjeks islandskarse stilkvasshår østersjøsøte svartsiv

Arter som dverglin *Radiola linoides*, pusleblom *Lysimachia minima*, skjoldblad *Hydrocotyle vulgaris*, ormetunge *Ophioglossum vulgare*, bukkebeinurt *Ononis arvensis*, prikkstarr *Carex punctata*, smalsøte *Gentianella uliginosa* og vasskrans *Zannichella palustris* har en viss tilknytning til strandenger, men forekommer også i andre naturtyper. Arter med liten tilknytning til strandenger, men som kan forekomme mer sporadisk, er firling *Tillaea aquatica*, reinstarr *Carex arctogena*, dvergsivaks *Eleocharis parvula*, elvemarigras *Hierochloë hirta*, myrflatbelg *Lathyrus palustris*, krusfrø *Selinum carviflora* og myrstjerneblom *Stellaria palustris*.

En del av rødlisteartene med nordlig utbredelse, f.eks. kvitsjøsalturt *Salicornia dolichostachya* ssp. *pojarkovae*, finnmarkssaltgras *Puccinellia finmarchica* og finnmarksnøkleblom *Primula nutans* ssp. *finmarchia*, er inkludert i få Naturbaselokaliteter. Dette henger sammen med en generelt mangelfull registrering av naturtypen i Naturbase i nordlige områder (jf. **Tabell 1**) i tillegg til begrenset utbredelse av flere av disse artene.

### 3.2.2 Invertebrater

Invertebrater utgjør en viktig og mangfoldig artsgruppe i naturtypene strandeng og strandsump med mange rødlistearter. Det vil trolig kunne finnes flere tusen ulike insekter i disse naturtypene, men en stor andel av disse vil være arter som ikke utelukkende er knyttet til strandenger. Faunaen består også av arter knyttet til andre typer åpen mark, som eng- og kantvegetasjon, men også ferskvannfauna. Det er vanskelig å anslå hvor mange arter som mer eller mindre hører

hjemme i strandeng, men det dreier seg sannsynligvis om oppimot tusen arter på tvers av insektgruppene. Totalt er 76 rødlistearter av invertebrater registrert for disse naturtypene (Kålås et al. 2010) (**Vedlegg 1**). Artsutvalget domineres av biller (32 arter), sommerfugler (21 arter), nebbmunner (10 arter) og tovinger (7 arter), men også noen mindre grupper er representert (**Tabell 7**).

Fordi invertebrater i mindre grad enn karplanter er kartlagt og kompetansen som kreves for å registrere dem i felt er høyere, har vi ikke gjennomført en tilsvarende øvelse for å registrere forekomst av rødlistearter i rutenett og funn i strandeng og strandsump vs. andre naturtyper, som vi gjorde for karplanter.

**Tabell 7.** Rødlistete invertebrater tilknyttet strandeng og strandsump, fordelt på artsgrupper og rødlistekategori (Kålås et al. 2010).

Artsgruppe	CR	EN	VU	NT	Totalt
Biller	1	6	15	10	32
Edderkoppdyr			1		1
Nebbmunn			8	2	10
Rettvinger				1	1
Sommerfugler	2	12	6	1	21
Spretthaler			2	1	3
Tovinger		3	2	2	7
Veps			1		1
<b>Totalt</b>	<b>3</b>	<b>21</b>	<b>35</b>	<b>17</b>	<b>76</b>

Flere hovedtyper av livsmedier og natursystemer er viktige for insekter i dette miljøet. En del arter er knyttet til strandsump og brakkvannspåvirkete miljøer, enten rent akvatiske former blant vannbiller, eller løpebiller og kortvinger som er begrenset til akkumulasjonstrender med vegetasjonsfrie strukturer. Løpebillen *Pogionus luridipennis* (CR) er en karakteristisk art som kun er kjent fra én lokalitet i Norge, ved Fuglevik i Råde, der den lever på store mudderflater ytterst på strandengene. Arter som kortvingen *Micralymma marina*, løpebillen *Aepus marinus* og flere edderkopper har fast tilhold under fjæresteiner der de bl.a. jakter på spretthaler. I tilknytning til slike mudderflater eller vegetasjonsfrie områder lenger oppe på strandenga finnes også et rikt utvalg av algespisende kortvinger i slekten *Bledius*, f.eks. den store og karakteristiske *B. tricornis* (VU), som graver tunneler i marka som brukes både av predatorer i løpebilleslekten *Dyschirius* og kortvinger i slekten *Carpelimus*. Tidevannets rytme har en sterk effekt på arter knyttet til denne sonen. Fjærmyggen *Clunio marinus* er et av de få insektene med larver som lever i saltvann. I brakkvannsdammer på strandengene finnes også en spesiell fauna. Sjeldne vannkjærarter som *Helophorus fulgidicollis* (NT), *Paracymus aeneus* (VU) og *Berosus spinosus* (VU) kan nevnes som representanter fra dette miljøet.

Markfaunaen på strandeng domineres av detritusspisere og predatorer i familien løpebiller, kortvinger (inkludert Pselaphinae, køllebiller) og viftevinger (Ptiliidae). Kortvokst vegetasjon ved ferskvannsig ser også ut til å være viktig for flere arter blant løpebiller, f.eks. i slekten *Bembidion*. Selve vegetasjonen på strandengene og i strandsump har også en rik insektfauna, og majoriteten av rødlisteartene er fytofage insekter (snutebiller, sommerfugler og nebbmunner) knyttet til spesifikke karplanter. Vi kan nevne spesifikt strandkjempe *Plantago maritima*, med jordloppene *Longitarsus reichi* (EN) og *L. plantagomaritimus* og snutebillene *Trichosirocalus thalhammeri* og *Mecinus collaris* (EN), videre frøstjerne *Thalicttrum* sp. med jordloppa *Longitarsus brunneus* (VU) og strandrødtopp *Odontites verna* ssp. *litoralis* (VU) med rødtopplundmåler *Perizoma bifaciata* (VU). Starr- og sivaksbelter er også karakteristiske elementer på strandengene med typiske insektsamfunn som inkluderer f.eks. sivbukker (Donacinae) og ulike snutebiller i slektene *Thryogenes* og *Notaris*.

Takrørbeltet har også en helt spesiell insektfauna, med mange karakteristiske arter som f.eks. sivbukken *Plateumaris braccata* (VU), glattbiller i slekten *Stilbus*, blærebillen *Anthocomus rufus*,

flere arter av sporesikader (Delphacidae) og en rekke arter av tovinger. Frittfluer i slekten *Lipara* danner karakteristiske galler i takrørstengler som igjen kan brukes som reirplasser for bestemte arter av bier og graveveps. Sivgresshoppa *Conocephalus dorsalis* (NT) er også knyttet til disse.

Lenger oppe på stranda finnes ofte mer stabile driftreder med en rik flora av storvokste stader (høgturt-driftvoll) med nøkkelplanter for en rekke pollen- og nektarsøkende insekter. Videre innover kan disse gå over i mer fuktengpreget vegetasjon dominert av f.eks. mjørdurt, kattehale og fredløs. Ett annet eksempel fra denne sonen er krushøymol, som har ulike arter av snutebiller som utnytter ulike deler av planten – røtter, blader og stengler – f.eks. *Apion frumentarium*, *Rhynoncus* spp. og *Lixus barbanæ*. På mjørdurt finner vi ofte store mengder av bladbillene *Haltica engstromi* og *Galerucella tenella*, mens på kattehale finner vi f.eks. bladbillene *Galerucella calmarienis*, *G. pusilla*, *Aphthona lutescens*, og snutebillene *Hylobius transversomittatus* (VU) og *Nanophyes marmoratus*, mens på fredløs finner vi bladbillen *Lythriria salicariae* og snutebillen *Tapinotus sellatus* (NT).

Tovinger (Diptera) dominerer stort på strandengene. Blant rødlistete arter er det særlig familien våpenfluer (Stratiomyidae) og blomsterfluer (Syrphidae) som har mange representanter. Når det gjelder sommerfugler, finnes en rekke rødlistete arter, som strandstjernepraktvikler *Phalonidia affinitana* (VU) og strandengmåler *Idaea humiliata* (EN). Maur er også vanlig i fuktige strandenger, og disse maursamfunnene domineres totalt av hageeitermaur *Myrmica rubra*. Det er imidlertid ikke utenkelig at det finnes uopdagete arter av eitermaur i dette miljøet.

Mens strandengene finnes mer eller mindre spredt langs hele kysten, er det særlig de sørlige strandengene som inneholder flest rødlistearter. Dette skyldes trolig at disse rødlisteartene er klimatisk begrenset utbredt og kun finnes naturlig i områdene med varmest sommerklima. Det er særlig strandengene rundt Oslofjorden og nedover langs Sørlandskysten som forventes å inneholde de fleste rødlisteartene blant insekter.

### 3.2.3 Andre artsgrupper

Av andre artsgrupper er det én sopp og én alge som er registrert i rødlistebasen med tilknytning til strandeng og strandsump.

Dynejordtunge *Geoglossum cookeanum* (NT) forekommer i beiteete skjellsandenger, men også i naturbeitemarker og andre åpne grasmarker, særlig i stabile sanddyner og sandrike beitemarker (Kålås et al. 2010). I tillegg kommer seks sopparter som er angitt fra fjæresonesystemer i Rødlistebasen, men som er relativt dårlig kjente. Åkerparasollsopp *Macrolepiota excoriata* (VU) kan vokse i strandeng, men også kulturpåvirkete steder (Kålås et al. 2010). Sivakssot *Parvulago marina* (VU) er en parasitt som bare er kjent fra dvergshivaks *Eleocharis parvula* (NT). Den er funnet to ganger i Norge. Fjæremosekantarell *Arrhenia salina* (NT) er beskrevet fra strandeng i Finnmark av Klaus Høiland (som *Leptoglossum littorale*) (Høiland 1976). Arten er i alt påvist på fire lokaliteter i Finnmark, hvorav to er i sør-arktisk sone. Alle funnene er i brakkvannseng, i øvre landstrand. Arten virker som en strandengspesialist, i det minste ut fra beskrivelsene av de norske lokalitetene. Hårseigsopp *Crinipellis scabella* (NT) er en nedbryter som lever på gras- og urterester, særlig i sanddynelandskap og strandenger (Kålås et al. 2010). Stankrødskivesopp *Entoloma nausiosme* (DD) angis kun fra én lokalitet i Rødlista (en strandeng i Sogn og Fjordane), men den er senere angitt fra fem nye lokaliteter (Buskerud, Telemark og tre fra Nordland) hvorav kun én er på strandeng. Økologien til arten er lite kjent. Beltevæpnerhatt *Rhodocybe popinalis* (DD) vokser som nedbryter på strø, med mange funn i sanddynelandskap og andre åpne grasrike habitater. Jordal & Gaarder (in press) har undersøkt habitattilknytning hos grasmarkstilknyttete sopp. Minst 47 rødlistearter er funnet i semi-naturlige strandenger. Estimater er trolig for lavt siden semi-naturlig strandeng ofte henger sammen med semi-naturlig eng ovenfor stranda, og artene kartlegges da som en del av den semi-naturlige enga, ikke strandenga.

*Fucus cottonii* (NT) er den eneste rødlistete algen tilknyttet strandenger, og den har helt spesielle krav til voksested. Den vokser på jord der terrestrisk vegetasjon slutter og der det ofte er en erosjonskant. Arten kan danne en tett bestand. Den er aldri funnet fertil. Få voksesteder er kjent i Hordaland og Sør-Trøndelag, men arten er lett å overse, og man kan derfor påregne høye mørketall.

Moser forekommer sjeldent i de mest saline delene av strandengene, men mosedekningen øker i øvre deler og med synkende salinitet. Engkransmose *Rhytidiadelphus squarrosus* og klobleikmose *Sanionia uncinata* er eksempler på arter som kan finnes i mange terrestriske habitater, men som også kan danne mosematter i enkelte utforminger av brakkvannsenger. En håndfull arter av bladmoser er imidlertid mer spesialister og normalt forekommende på strandeng. Strandklo *Drepanocladus polygamum* er knyttet til brakkvannsenger og øvre landstrand. Dette er en nordlig art som er dokumentert på Skagerakkysten, i Trøndelag og i hele Nord-Norge (og Svalbard). Fjærevrangmose *Bryum salinum* inngår også i bunnsjiktet i brakkvannsenger. I den artsrike og taksonomisk vanskelige slekta vrangmose *Bryum* er det flere arter som kan forekomme på noe forstyrrede flekker i strandenga, hvorav to er angitt på den norske Rødlista som datamangel (DD). Dynevjangmose *Bryum maritimum* er en nordlig art med gamle funn fra Oslofjorden og nyere funn fra Møre og Romsdal, Trøndelag og Finnmark. Havvjangmose *Bryum warneum* (DD) kan også forekomme i strandenger (flere funn fra Oslofjorden før 1900). Påfallende mange av mosefunnene er av eldre dato, og utbredelsen av disse artene må regnes som svært ufullstendig kjent.

Strandenger og strandsumper har spesielt tre viktige funksjoner for fugl: som hekkeområder, furasjeringsområder og under trekk. Mange havstrender er viktige for en rekke fuglearter til forskjellige årstider. Fuglenes mobilitet gjør dem i stand til å utnytte flere naturtyper og habitater, både samtidig innenfor et avgrenset område, eller ulike typer i løpet av en årssyklus. En rekke arter hekker således i fjellregionen eller på arktisk tundra og raster eller overvintrer langs kysten. Enkeltarter kan derfor ikke på samme måte som for planter eller insekter knyttes til en bestemt eller noen få naturtyper.

Saltengene er først og fremst furasjeringsområde for planteetende fugler som gjess og ender, og kortvokste strandenger tiltrekker vadefugler på høsttrekk, som småspove *Numenius phaeopus*, storspove *N. arquata* (NT), vipe *Vanellus vanellus* (NT) og heilo *Pluvialis apricaria*. Disse kan opptre i større antall under trekket og i mindre omfang som overvintrende. Både vår og høst er de våte engene viktige beiteområder for de vadefuglene som ikke går på vadeflatene – især enkeltbekkasin *Gallinago gallinago* kan finnes i store antall her, særlig der det er mange tuer som gir den skjul. Strandenger har vært viktige beiteområder for gjess under vårtrekket, som kortnebbgås *Anser brachyrhynchus* og kvitkinngås *Branta leucopsis*. Endringer i arealbruk og bestandsvekst hos gjessene gjør at de i større grad beiter på dyrket mark nå. Dverggås *Anser erythropus* (CR) er en prioritert art etter naturmangfoldloven (Miljøverndepartementet 2011). Strandenger er også viktige overvintringsområder for en rekke spurvefugler, som piplerker *Anthus* spp., bergirisk *Carduelis flavirostris* (NT), lappspurv *Calcarius lapponicus* og snøspurv *Plectrophenax nivalis*. Enkelte arter utnytter strandengene som hekkeplass, bl.a. kan svarthalespove *Limosa limosa* (EN) og vipe hekke her. Tjeld *Haematopus ostralegus* og rødstilk *Tringa totanus* kan hekke i større antall, tjelden i områder med kort gress og rødstilken der vegetasjonen er høyere.

### 3.3 Avgrensning av hotspot-habitatet strandeng i ARKO

I ARKO-arbeidet har vi avgrenset hotspot-habitatet strandeng til å gjelde strandenger fra kysten av Østfold til Rogaland. Hotspot-habitatet omfatter med andre ord grunntypene 1–8 i NiN 1.0, og hovedtypene saltanrikt mark, strandeng og semi-naturlig strandeng i NiN 2.0, men omfatter ikke grunntypene i NiN 1.0 som er knyttet til vannstranda, dvs. strandsumpene og mudderflatene. I tillegg har vi avgrenset hotspot-habitatet geografisk.



De aller fleste rødlisteartene knyttet til strandengene har begrenset geografisk utbredelse og forekommer i hovedsak i de sørlige og sørøstligste delene av Norge (jf. kap. 3.2). Ansamlingen av rødlistearter er høyest i disse sørlige-sørøstlige områdene, både på stor og liten romlig skala (jf. **Figur 3** og **Figur 4**). Sørlige strandenger har også høyere truethetskategori (EN) enn strandenger generelt (NT). Gjengroing er en særlig aktuell trussel i dette området, i tillegg til generelt arealpress.

Hotspot-habitatet strandenger, slik det omtales i denne rapporten, er avgrenset til sørlige strandenger fra Østfold til Rogaland. I ARKO-arbeidet har vi hatt fokus på artsgruppene karplanter og invertebrater, først og fremst biller. Arbeidet har fokusert på:

- å framskaffe økt kunnskap om gjenværende arealer, tilstand for disse og aktuelle trusler
- å øke kunnskapen om artsinventaret i arealene, spesielt om grad av klumping av rødlistearter på enkeltlokaliteter
- å teste ut metoder for kartlegging av invertebrater
- å teste ut metoder for kartlegging og overvåking av hotspot-habitatet og karplantene der
- å utvikle et overvåkingsopplegg for hotspot-habitatene og artene der

## 4 Hotspot strandenger: kartlegging i ARKO

I dette kapittelet beskrives feltbasert kartlegging og utprøving av overvåkingsmetodikk, slik dette er gjennomført i løpet av feltsesongene 2011–14.

### 4.1 Utvalg av lokaliteter for kartlegging

Vi har brukt tre tilnæringsmåter for utvalg av områder for kartlegging og utprøving av overvåkingsmetodikk.

I 2011 oppsøkte vi kjente lokaliteter i Østfold for å teste ut metoder for avgrensning av lokaliteter i felt, beskrivelse av lokalitetene og kartlegging av karplanter og invertebrater. Kartlegging av invertebrater i Aust- og Vest-Agder ble også gjennomført i subjektivt utvalgte lokaliteter i 2013 og 2014.

I 2012 valgte vi å bruke Naturbase som grunnlag for uttrekk av lokaliteter for kartlegging. Vi trakk tilfeldig ti lokaliteter med verdi A fra Vestfold og ti lokaliteter blant A- og B-lokalitetene fra Telemark. Vanskelig tilgjengelige lokaliteter (på øyer uten fergeforbindelse) ble utelatt. Ved å trekke allerede kartlagte lokaliteter i disse to fylkene, hvor tettheten av rødlistete karplanter er høy (jf. **Figur 4**), ville vi 1) undersøke graden av klumping av rødlistete karplanter innenfor lokaliteter, og 2) i hvor stor grad artsmangfold av invertebrater og karplanter samvarierer innenfor en lokalitet. I tillegg utgjorde dette utvalget grunnlag for å vurdere fordeler og ulemper ved å bruke Naturbase som utvalgsunivers i en overvåking.

I 2013 og 2014 trakk vi tilfeldig et utvalg av lokaliteter for kartlegging i fylkene Østfold, Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland. Utvalget ble gjort ved å legge Statistisk sentralbyrå (SSB) sitt rutenett på 250 x 250 m over kystlinjen, der hver rute er definert som én overvåkingslokalitet. Vi beregnet lengde kyst i hver rute og trakk tilfeldige ruter fra datasettet, men vektet sannsynligheten for å bli trukket med lengden kystlinje innenfor ruten. Vi trakk 300 ruter fra hvert datasett (Østfold, Agder og Rogaland) og ga dem løpenummer 1–300. Rutene ble først undersøkt ved skrivebordet gjennom å bruke topografiske kart, flyfoto, informasjon om strandeng og strandsumplokaliteter i Naturbase og funn av rødlistearter tilknyttet strandeng i Artskart. Ut fra dette ble hver rute ekspertvurdert til "JA" (høy sannsynlighet for strandeng) eller "NEI" (lav sannsynlighet for strandeng). Flyfoto var spesielt nyttig, men også rødlistefunn fra Artskart og 1 m-koter (der disse fantes) ga verdifull informasjon. Ruter med strandeng og strandsump-lokaliteter i Naturbase ble alltid satt til "JA". Vi startet med ruten med løpenummer 1, vurderte sannsynlighet for forekomst av strandeng og kategoriserte ruten som enten "JA" eller "NEI". Denne prosessen ble gjentatt til vi hadde 50 JA-ruter. Et utvalg av JA-rutene ble så oppsøkt i felt, polygoner av strandeng ble avgrenset og beskrevet etter fastsatt protokoll (se kap. 4.2) og alle karplanter ble registrert.

### 4.2 Metoder for registrering på lokalitetene

#### 4.2.1 Avgrensning av polygoner i felt

Figurer/polygoner ble avgrenset i felt ved hjelp av manuskart og håndholdt GPS. Manuskart ble produsert med ortofoto lastet ned fra Norge i bilder. I NiN 1.0 defineres strandeng og strandsump som bunn- og marksystemer på løs bunn og mark i fjæresonen, dvs. på substrater med dominerende kornstørrelse < 1/16 mm. Vi valgte imidlertid å bruke artssammensetning som grunnlag for avgrensning av strandenger, og inkluderte dermed også strandengsamfunn hvor dominerende kornstørrelse var større enn 1/16 mm, inkludert grusstrender og rullesteinstrender med utviklet strandengvegetasjon. Vi satte ikke minsteareal for avgrensning av polygoner. Minsteavstand mellom to atskilte strandengpolygoner ble satt til 10 m, slik at én Naturbase-lokalitet kunne splittes i

flere strandengpolygoner. I de tilfeldig utvalgte rutene ble hele polygonet med strandeng avgrenset selv om den strakte seg utenfor 250 x 250 m-ruten. Vi avgrenset kun polygoner for strandeng, rene strandsummer ble ikke utfigurert, og vi avgrenset ikke separate polygoner for hver grunnstype av strandeng. Alle polygoner avgrenset i felt er digitalisert i ArcGIS.

**Tabell 8.** Variabler for strandeng som ble registrert i felt, modifisert etter Halvorsen et al. (2009).

Variabel	Kode	Trinndeling	Forklaring/kommentar
<b>Marin salinitet</b>	SA	To trinn: salt eller brakk.	Grad av saltholdighet. Variasjon innenfor polygonet er angitt i tekst.
<b>Primær suksesjon</b>	PS	To trinn: uten (E1) eller med (E2) etablert helofyttbelte.	Forekomst av helofyttbelte (vegetasjon av sumpplanter). Dominerende art er oppgitt.
<b>Vannmetning</b>	VM	To trinn: veldrenert mark (A1) eller fuktmark (A2).	Vannmetning av marka, skiller fuktmark fra veldrenert mark for grunn typer i øvre landstrand.
<b>Partikkelstørrelse</b>		Tre trinn: fin (leire og silt), grov (sand og grus), blokk (stein og blokk).	Forenklet trinndeling av kornstørrelse på minerogent substrat fra NiN 1.0.
<b>Dekning trær</b>		Kontinuerlig.	Prosent dekning av trær i polygonet, dominerende treslag er angitt i kommentarfeltet.
<b>Dekning busk</b>		Kontinuerlig.	Prosent dekning av busker og kratt i polygonet.
<b>Grunnleggende hevdintensitet</b>	HI	To trinn: ingen påviselig hevd (1) eller svært ekstensiv grunnleggende hevd (2).	I praksis vanskelig å skåre, basert på antagelser utfra polygonets størrelse og beliggenhet.
<b>Grunnleggende hevdform</b>	HF	To trinn: slått (Y1) eller beite (Y2).	I praksis vanskelig å skåre. Satt til Y2 der HI = 2.
<b>Aktuell bruksintensitet</b>	BI	To trinn: ikke i bruk (1) eller svært ekstensiv aktuell bruk (2).	Trinn 3 ekstensiv aktuell bruk er også av og til skåret, selv om definisjonen i NiN 1.0 ikke legger opp til bruk av dette trinnet for naturmark.
<b>Aktuell bruksform</b>	BF	To trinn: beite (BF-2) eller slått (BF-3).	Skåret for polygoner med BI = 2 eller 3.
<b>Husdyr</b>		Tre trinn: sau, ku, hest.	Dyreslag angitt for beitede polygoner.
<b>Ville dyr</b>		Fugl.	Spor av fuglebeite (i hovedsak gås) er notert.
<b>Eutrofieringstilstand</b>	EU	Fem trinn: ubetydelig (1), meget svak (2), svak (3), moderat (4), sterk (5), svært sterk (6).	Omfatter avrenning fra landbruk o.l.
<b>Miljøgifter og annen forurensning</b>	MG	Tre trinn: ingen (0), svak (1) eller sterk (3).	Type miljøgift er angitt der det er registrert forekomst.
<b>Ferdsl med tunge kjøretøy</b>	FK	To trinn: uten (0) eller lite omfang (1).	
<b>Slitasje og slitasjebetinget erosjon</b>	SE	Fire trinn: ubetydelig (1), liten (2), betydelig (3), sterk (4).	I utgangspunktet omfatter ikke denne variabelen slitasje forårsaket av husdyrtråkk, men vi har likevel skåret husdyrtråkk her.
<b>Drenering</b>	DR	To trinn: uten dreneringskanaler (0) eller med (1).	Modifisert fra NiN 1.0.
<b>Fremmedartsinnslag</b>	FA	Fem trinn: uten (1), svakt (2), moderat (3), sterkt (4), gjennomgripende (5).	Skåret i felt basert på forekomst og mengde av fremmede arter.
<b>Fremmed gjenstand</b>	FG	To trinn: uten (0) eller med (1). Der FG = 1 har vi skåret hvorvidt gjenstanden er løs (FG1) eller fast (FG2).	Type fremmed gjenstand er angitt.
<b>Kulturspor</b>	KS	To trinn: uten (0) eller med (1).	De viktigste kultursporene, som brygge og molo, er angitt, og beskrivelse gitt i kommentarfeltet.

## 4.2.2 Registrering av egenskaper ved polygonene

Egenskaper ved polygonene ble registrert på et eget skjema (**Tabell 8**). De viktigste basisøkolinene og tilstandsökolinene på strandenger ble registrert i henhold til NiN 1.0 (se kap. 2.1.1).

I tillegg ble det lagt ut to–fem transekter i de fleste polygonene, fra vannkant til landsiden. Langs transektene ble dominerende arter, vegetasjonshøyde, forekomst av rødlistearter, fremmede arter, gjengroingsarter, dyremøkk og husdyrtråkk notert. Start- og slutt punkt for transektene ble koordinatfestet med GPS. Denne metoden ble testet ut som et forsøk på å samle inn kvantitative data for en del av de viktige variablene som karakteriserer strandengene. En slik metode gir både gjennomsnitts- og variasjonsestimater for variabelen i et polygon og kan gi grunnlag for å måle endringer over tid.

En database over polygonene med tilhørende egenskaper er laget i Excel.

## 4.2.3 Kartlegging av karplanter

I hvert polygon ble samtlige karplanter registrert. Forekomster med rødlistete arter ble nøyaktig stedfestet med GPS. I hvert punkt ble mengde av rødlistearten (antall individer/rameter/blomsterhoder) anslått. Registreringene ble forsøkt standardisert ved at ca. 10 meter ble benyttet som minsteavstand mellom hvert punkt. Til sammen utgjør dette datasettet totale artslister for karplanter i 115 polygoner. Alle artsfunn er eksportert til Artskart.

I fem polygoner i Vestfold i 2012 analyserte vi i tillegg artssammensetningen i 10 vegetasjonsruter (0,5 × 0,5 m). Rutene ble lagt ut langs to transekter strukket fra vannkanten til landsiden. Mengde av alle karplanter innenfor rutene ble registrert som forekomst/fravær i 16 småruter (0,125 × 0,125 m) i hver rute.

## 4.2.4 Kartlegging av invertebrater

Flere ulike tilnæringer ble testet ut for kartlegging av invertebrater på strandenger. Metodene ble prøvd ut på et begrenset antall, subjektivt utvalgte, strandenger. Samlet sett gir utprøvingene grunnlag for å vurdere hvilke metoder som effektivt fanger opp rødlistearter og hvordan forekomsten av rødlistete invertebrater varierer regionalt.

I 2011 ble arbeidet med kartlegging av invertebrater i strandenger konsentrert om tre lokaliteter i Østfold. Vi testet ut ulike typer innsamlingsmetodikk først og fremst for å optimalisere påvisning av rødlistearter av forskjellige taksonomiske grupper i ulike soner i strandengene. Det ble brukt samme type felleoppsett som under kartlegging av sandområder (Ødegaard et al. 2011a), der en malaisefelle, en nettingfelle og 10 fallfeller utgjorde en innsamlingsenhet (**Figur 5**). Fellene ble satt opp den 12.05.2011 på alle lokalitetene og tømt fem ganger i løpet av sesongen (05.06., 29.06., 04.08., 02.09. og 25.10.). Det ble også utført manuell innsamling vha. slagbå i forbindelse med tømning av fellene.

Erfaringene fra 2011 tilsa at fallfeller var mest effektivt for kartlegging av insektfaunen og påvisning av rødlistearter på strandeng. I 2012 plasserte vi fallfeller på fem lokaliteter i Vestfold. Fallfellene ble lagt ut langs to transekter på hver lokalitet, fra vannkant til landsiden. Vegetasjonsruter for å analysere artssammensetning av karplanter ble også etablert langs transektene (se kap. 4.2.3), og ved hver vegetasjonsrute ble det satt ned to fallfeller (**Figur 6**), til sammen 10 vegetasjonsruter og 20 fallfeller per lokalitet. Fellene ble satt opp i begynnelsen av mai (2., 3. og 7.5.) og tømt tre ganger i løpet av sesongen (12./13.6., 5.7. og 13.8.2012).



**Figur 5.** Malaisefelle. Skipstadkilen, Østfold. Foto: Marianne Evju.



**Figur 6.** Fallfelle på strandeng. Taredyngrevet, Vestfold. Foto: Oddvar Hanssen.

Store mengder amphipoder (tanglopper) gikk i fellene til langt innover på strandengene, noe som vanskeliggjorde og forsinket sorteringen av materialet. I 2013 og 2014 fokuserte vi derfor på manuell fangst med håv. Håvfangst er en nærmest komplementær metode til fellefangst, og



materialet er enklere å bearbeide. På den andre siden er resultatet av håvfangst svært varierende med sesong og værforhold, samt at man antar at det er noe vanskeligere å påvise rødlistearter med slik metodikk.

Håvingen ble utført på de samme strandengene som ble undersøkt med fellemetodikk fra Østfold og Vestfold, slik at en sammenligning av artstifanget ved ulike metoder kunne gjennomføres. I tillegg ble det valgt ut lokaliteter i Aust-Agder og Vest-Agder. Størrelse ble lagt som det viktigste utvelgelseskriterium for å sikre nok areal til å gjennomføre håvingen på en standardisert måte. Hver strandeng ble inndelt i tre til fem tydelige soner med separate slaghåvprøver. De ulike sonene var en ytre sone med kortvokst strandeng, en midtre sone med langskuddplanter som starr og sivaks mm. Takrør utgjorde en egen sone, og i de tilfeller der blomsterrik indre strandeng var utpreget, ble denne også skilt ut som en egen sone. Innerst på strandenga skilte vi ut en sone med mer fuktengpreget vegetasjon dominert av mjørdurt, fredløs mm.

**Tabell 9.** Oversikt over lokaliteter hvor invertebrater har blitt kartlagt i ARKO. Øs = Østfold, Ve = Vestfold, AA = Aust-Agder, VE = Vest-Agder

Fylke	Kommune	Lokalitet	2011	2012	2013	2014
Øs	Hvaler	Skipstadkilen	Malaisetelt Nettingfelle 10 fallfeller		3 x 15 min. slaghåv	4 x 15 min. slaghåv
Øs	Fredrikstad	Gonvad	Malaisetelt Nettingfelle 10 fallfeller		3 x 15 min. slaghåv	4 x 15 min. slaghåv
Øs	Råde	Åven	Malaisetelt Nettingfelle 10 fallfeller		3 x 15 min. slaghåv	4 x 15 min. slaghåv
Øs	Moss	Rambergbukta			3 x 15 min. slaghåv	4 x 15 min. slaghåv
Øs	Fredrikstad	Bjørnevågen			3 x 15 min. slaghåv	
Øs	Hvaler	Søndre Sandøy				3 x 15 min. slaghåv
Ve	Tjøme	Taredyngrevet		20 fallfeller	3 x 15 min. slaghåv	3 x 15 min. slaghåv
Ve	Tjøme	Holme		20 fallfeller	3 x 15 min. slaghåv	3 x 15 min. slaghåv
Ve	Tjøme	Barkevika		20 fallfeller	3 x 15 min. slaghåv	3 x 15 min. slaghåv
Ve	Tjøme	Ørahavna		20 fallfeller	3 x 15 min. slaghåv	3 x 15 min. slaghåv
Ve	Sandefjord	Hafallen/ Bøkilen		20 fallfeller		
AA	Arendal	Hovstølkilen			3 x 15 min. slaghåv	3 x 15 min. slaghåv
AA	Grimstad	Ruakerkilen			3 x 15 min. slaghåv	3 x 15 min. slaghåv
AA	Grimstad	Saulekilen			3 x 15 min. slaghåv	3 x 15 min. slaghåv
VA	Kristiansand	Hamresanden			3 x 15 min. slaghåv	3 x 15 min. slaghåv

Innsamlingen ble lagt til en finværsuke i begynnelsen av juni da aktiviteten for de fleste artene er på topp (4.–7.6.13). Resultatene fra 2013 viste at unormalt mange arter forekom i ett eksemplar (singletons), noe som indikerer at innsamlingsinnsatsen ikke var stor nok til å påvise storparten av artene. Det ble derfor bestemt å repetere håvingen på de samme lokalitetene i 2014. Innsamlingene i 2014 ble utført omtrent på samme tidspunkt som i 2013 (9.–12.6.14), men den tidlige våren i 2014 gjorde sitt til at sesongen hadde kommet en god del lenger enn året før. Dette medførte at noen tidlig-aktive arter allerede var på hell, og det totale materialet ble trolig noe

mindre enn året før. På den andre siden er det mulig at man i større grad fanget opp sommeraktive arter. Alle lokaliteter lot seg repetere så nær som Bjørnevågen i Fredrikstad. Denne strandenga hadde i 2014 beite av storfe slik at det ikke lot seg gjøre å utføre håvingen. For å oppnå samme innsats med hensyn på antall lokaliteter, ble det valgt å utføre håvingen på Søndre Sandøy i Hvaler kommune som erstatning.

Til sammen er invertebrater kartlagt på 15 lokaliteter i dette arbeidet (**Tabell 9**). Alle artsdata er lagt i NINAs Insektbase og eksportert derfra til Artskart.

## 4.3 Resultater

### 4.3.1 Forekomst og areal av naturtypen

Totalt har vi kartlagt 117 polygoner av strandeng (utenom invertebratkartleggingen) i seks fylker, se **Tabell 10** og **Vedlegg 2**.

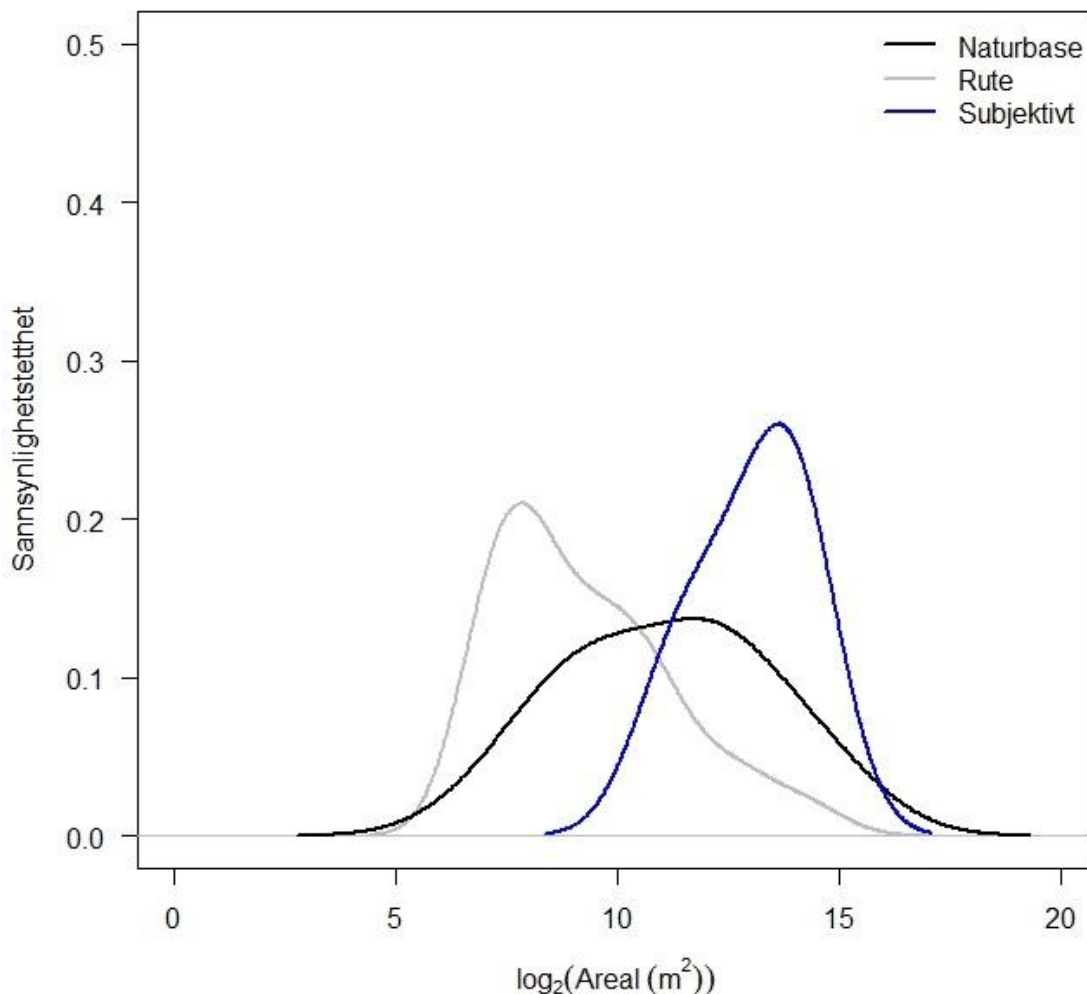
**Tabell 10.** Antall polygoner av strandeng kartlagt i perioden 2011–14, med antall polygoner og gjennomsnittlig areal pr. polygon (m<sup>2</sup>) for hvert utvalg.

Fylke	Subjektivt utvalg		Naturbaseutvalg		Tilfeldig utvalg		Totalt	
	Antall	Areal	Antall	Areal	Antall	Areal	Antall	Areal
Østfold	2	9330			40	2029	42	2377
Vestfold			11	10350			11	10350
Telemark			12	2815			12	2815
Aust-Agder	1	6909			25	484	26	731
Vest-Agder	1	17785			8	1165	9	3012
Rogaland					17	683	17	683
<b>Totalt</b>	<b>4</b>	<b>10839</b>	<b>23</b>	<b>6419</b>	<b>90</b>	<b>1269</b>	<b>117</b>	<b>2608</b>

Gjennomsnittsarealet var størst i de fire subjektivt utvalgte polygonene, og også høyere i Naturbaseutvalget enn i de tilfeldig utvalgte polygonene (**Figur 7**). En enveis variansanalyse viste at denne forskjellen i størrelse mellom utvalgene var signifikant ( $p < 0,001$ ). Det er naturlig at Naturbase-lokalitetene er større enn et tilfeldig utvalg av strandenger, da størrelse er et viktig kriterium i verdisetting av naturtyper (Anonym 2007).

Fordelen med tilfeldig utvalg av lokaliteter er at det gir grunnlag for å beregne arealrepresentative estimater for forekomstfrekvens og areal av hotspot-habitatet og artenes forekomster i habitatet. Vi vil derfor legge spesielt vekt på resultatene som framkommer fra datasettet av tilfeldig utvalgte ruter.

I de tilfeldig utvalgte rutene kartla vi totalt 90 polygoner: 40 polygoner fordelt på 20 ruter i Østfold, 33 polygoner i 22 ruter i Agder og 17 polygoner i 13 ruter i Rogaland (**Tabell 11**). Polygonene var i gjennomsnitt størst i Østfold og minst i Aust-Agder og Rogaland. De fleste av polygonene var små; 32 polygoner var mindre enn 100 m<sup>2</sup> og bare tre polygoner var større enn 1 ha.



**Figur 7.** Størrelsesfordeling av kartlagte strandengpolygoner i de tre utvalgene Subjektivt utvalgte, Naturbase og tilfeldig utvalgte (Rute). Inkluderer bare polygoner > 100 m<sup>2</sup>. Figuren viser at subjektivt utvalgte og Naturbase-polygoner er gjennomsnittlig større enn polygoner i tilfeldig utvalgte ruter.

**Tabell 11.** Oversikt over antallet og arealet av kartlagte polygoner i tilfeldig utvalgte ruter i Østfold, Agder og Rogaland.

	Østfold	Agder	Rogaland
<b>Antall polygoner</b>	40	33	17
<b>Gjennomsnittlig areal (m<sup>2</sup>)</b>	2029	649	683
<b>Antall polygoner &gt; 100 m<sup>2</sup></b>	27	18	13
<b>Gjennomsnittlig areal for polygoner &gt; 100 m<sup>2</sup></b>	2983	1145	876
<b>Andel kartlagte polygoner i Naturbase</b>	33 %	33 %	18 %
<b>Andel kartlagt areal i Naturbase</b>	79 %	48 %	47 %
<b>Andel kartlagte lokaliteter i verneområder</b>	3 %	18 %	12 %
<b>Andel kartlagt areal i verneområder</b>	30 %	60 %	37 %

I Østfold var 13 av de 40 polygonene (33 %) allerede registrert i Naturbase. Disse 13 lokalitetene utgjorde 79 % av det kartlagte arealet. Polygonene som ikke var registrert i Naturbase, var i hovedsak små fragmenter (12 polygoner < 100 m<sup>2</sup>), men omfattet også polygoner med betydelig areal. Også i Agder var en tredjedel av de kartlagte polygonene (om lag halvparten av arealet) innenfor Naturbaselokaliteter. I tillegg var en stor andel av det kartlagte arealet (60 %) innenfor verneområder, i hovedsak Kalvøya-Ytre Tronderøya landskapsvernområde og Listastrendene



landskapsvernområde (også i Naturbase). I Rogaland var tre av polygonene registrert i Naturbase (ett som G04 Sand- og grusstrand). Disse tre polygonene utgjorde nesten halvparten av det kartlagte arealet. To polygoner lå innenfor verneområder på Jærstrendene (fuglefredningsområde og landskapsvernområde).

Vi ønsket å beregne hvor ofte strandenger forekommer innenfor et rutenett på 250 × 250 m i Østfold, Agder og Rogaland. Hvor lang kyststrekningen er, og dermed hvor mange 250 × 250 m-ruter som finnes, varierer mellom fylkene (**Tabell 12**). Østfolds kystlinje strekker seg over 1400 km og inkluderer 4156 ruter. I alt vurderte vi 125 ruter med flyfoto, topografiske kart osv. i Østfold for å finne 50 JA-ruter. Det betyr at vi kan anslå at 40 % av kystrutene har høy sannsynlighet for forekomst av strandeng ( $50/125 = 0,40$ ). I alt 26 av disse JA-rutene ble oppsøkt i felt, hvor vi fant at 20 av dem faktisk hadde strandeng ( $20/26 = 0,77$ ). Vi kan derfor anslå at 31 % av Østfolds kystruter har strandeng (77 % av 40 % av totalt 4156 ruter). I Agder kan vi anslå at 8 % av kystrutene har strandeng, mens i Rogaland er tallet 14 %. Hvis vi utelukker ruter med små strandengfragmenter på < 100 m<sup>2</sup>, er forekomstfrekvensen av strandengene innenfor rutenettet noe lavere (hhv. 28 %, 6 % og 11 % for Østfold, Agder og Rogaland; **Tabell 12b**).

Deretter beregnet vi totalt areal av strandenger innenfor fylkene. Denne beregningen ble gjennomført på to måter. 1) Vi multipliserte gjennomsnittlig areal av strandeng pr. rute med antallet (estimerte) ruter med strandeng i fylket. 2) Vi brukte areal av strandeng pr. meter kystlinje i de kartlagte rutene som utgangspunkt. Gjennomsnittlig strandengareal pr. meter kystlinje ble multiplisert med (estimert) total kystlinjelengde med strandeng. Lengden kystlinje med strandeng er estimert som total kystlengde delt på totalt antall ruter ganger antall strandengruter. Usikkerhet i arealestimatene er vist som 95 % konfidensintervall. Konfidensintervallene er beregnet gjennom å resample datasettene (dvs. lage 1000 nye datasett gjennom tilfeldig utvalg (med tilbakelegging) fra datasettene) og beregne 2,5- og 97,5 %-kvantilene. Vi kan da være 95 % sikre på at det sanne gjennomsnittet vil ligge innenfor dette konfidensintervallet.

**Tabell 12.** Utvalg av overvåkingslokaliteter (ruter) i Østfold, Agder og Rogaland og estimater av forekomstfrekvens og areal av strandeng, basert på a) alle data samlet inn i det tilfeldig uttrukne rutesettet og b) data kun inkludert strandengpolygoner > 100 m<sup>2</sup>. For detaljer, se teksten.

a)

	Østfold	Agder	Rogaland
Lengde kystlinje (km)	1400	4370	4186
Ant. ruter totalt	4156	10978	13625
Ant. ruter vurdert	125	349	200
Ant. JA-ruter blant de vurderte rutene	50	64	57
Andel ruter med høy sannsynlighet for strandeng	40 %	18 %	29 %
Ant. JA-ruter oppsøkt	26	45	24
Ant. JA-ruter med strandeng	20	20	12
Estimert forekomstfrekvens av strandeng	31 %	8 %	14 %
Gj.snittlig areal i en JA-rute med strandeng (m <sup>2</sup> )	2152	718	664
Estimert areal av strandeng (95 % KI) i fylket (km <sup>2</sup> )	2,7 (1,1–4,9)	0,6 (0,3–1,2)	1,3 (0,7–2,0)
Gj.snittlig areal i en JA-rute med strandeng pr. m kystlinje (m <sup>2</sup> )	3,6	1,1	1,1
Estimert areal av strandeng (95 % KI) i fylket (km <sup>2</sup> )	1,6 (0,8–2,5)	0,4 (0,2–0,6)	0,7 (0,4–1,1)

b)

	Østfold	Agder	Rogaland
Ant. JA-ruter med strandeng > 100 m <sup>2</sup>	18	15	9
Estimert forekomstfrekvens av strandeng > 100 m <sup>2</sup>	28 %	6 %	11 %
Gj.snittlig areal i en JA-rute med strandeng > 100 m <sup>2</sup>	2357	908	860
Estimert areal av strandenger > 100 m <sup>2</sup> (km <sup>2</sup> ) (95 % KI)	2,7 (1,1–4,9)	0,8 (0,4–1,5)	1,3 (0,8–1,9)
Gj.snittlig areal i en JA-rute med strandeng pr. m kystlinje (strandenger > 100 m <sup>2</sup> )	3,9	1,3	1,5
Estimert areal av strandenger > 100 m <sup>2</sup> (km <sup>2</sup> ) (95 % KI)	1,5 (0,8–2,5)	0,3 (0,2–0,5)	0,7 (0,4–1,0)

Tar vi utgangspunkt i ARKO-kartleggingen i tilfeldige ruter, kan vi anslå at arealet av kortvokste strandenger i Østfold er mellom 1,6 og 2,7 km<sup>2</sup>, i Agder mellom 0,4 og 0,6 km<sup>2</sup> og i Rogaland mellom 0,7 og 1,3 km<sup>2</sup> (**Tabell 12**). Det er ganske stor usikkerhet i disse estimatene, det er 95 % sannsynlig at strandengarealet er mindre enn 5 km<sup>2</sup> i Østfold, mindre enn 1,5 km<sup>2</sup> i Agder og mindre enn 2,0 km<sup>2</sup> i Rogaland. Til sammenligning er arealet av naturtypen strandeng og strandsump i Naturbase i Østfold 5,8 km<sup>2</sup>, i Agder 4,1 km<sup>2</sup> og i Rogaland 1,7 km<sup>2</sup>. Vårt estimat av areal er altså betraktelig lavere enn det som er kartlagt i Naturbase, spesielt i Agder, men også i Østfold. Det er flere mulige årsaker til dette. For det første har vi bare inkludert areal med relativt kortvokste strandenger, dvs. at strandsummer og rene takrørbestander ikke er inkludert. For det andre har vi gjort en streng avgrensning av strandengene mot andre naturtyper, som strandberg eller svartorsumpskog.

I Naturbase er avgrensningen av lokaliteter ofte gjennomført med "rund hånd". **Tabell 13** viser en oversikt over de Naturbaselokalitetene som vi kartla i Vestfold og Telemark i 2012, med en sammenligning av areal i Naturbase mot avgrenset strandengareal i felt. Andelen av Naturbaselokalitetene som utgjøres av strandeng, er i noen tilfeller så liten som 2 % og bare i fire lokaliteter større enn 50 %. Disse resultatene viser tydelig at Naturbase ikke kan brukes for å anslå arealet av hotspot-habitatet strandenger i Sør-Norge.

**Tabell 13.** Naturbaselokaliteter av G05 Strandeng og strandsump i Vestfold (Ve) og Telemark (Te) kartlagt i ARKO i 2012, med en sammenligning av areal i Naturbase (NB) mot strandengareal avgrenset i ARKO. Andel NB-areal viser hvor stor andel av arealet i Naturbase som utgjøres av strandeng.

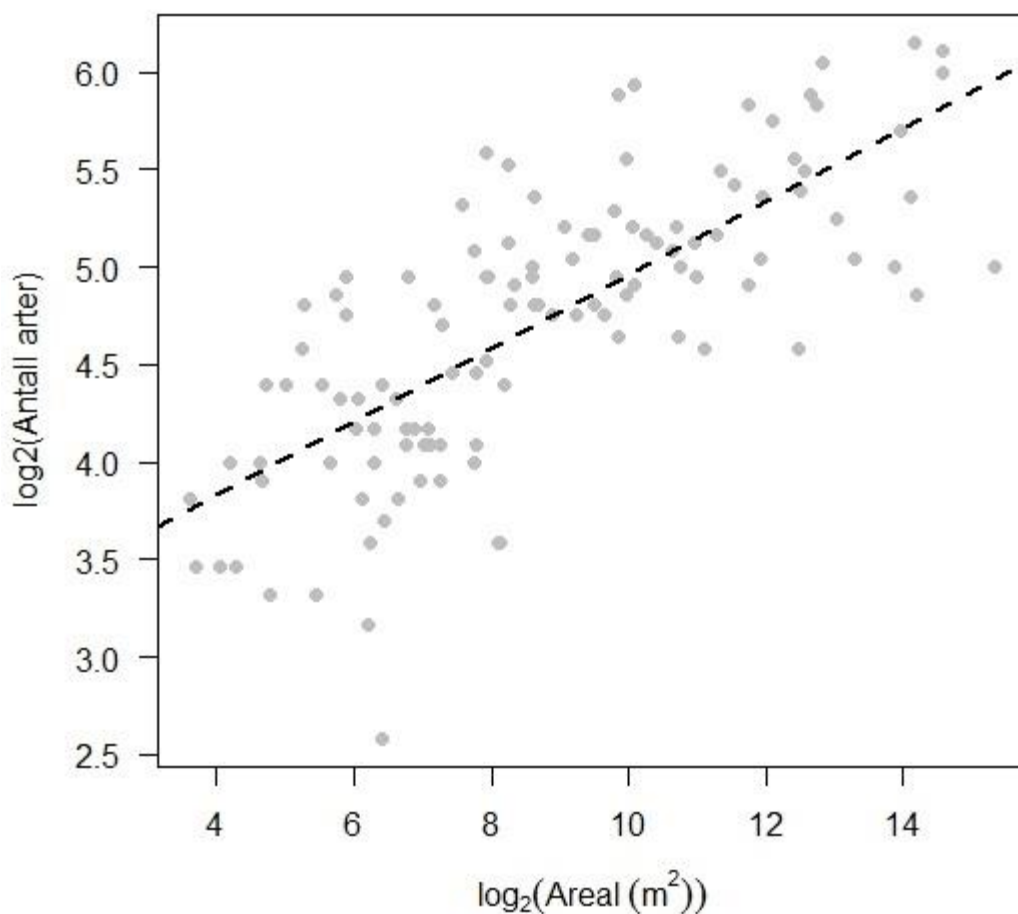
Fylke	Kommune	Navn i NB	Areal (daa) i NB	Areal (daa) i ARKO	Andel NB-areal (%)
Ve	Larvik	Hemskilen	49,1	18,7	38
Ve	Larvik	Nevlungstranda	42,6	6,1	14
Ve	Larvik	Hummerbakfjorden	40,0	3,4	9
Ve	Sandefjord	Hafallen	3,8	1,1	29
Ve	Tjøme	Barkevika	11,9	6,4	54
Ve	Tjøme	Berstad	6,2	7,3	118
Ve	Tjøme	Holme N	79,6	1,9	2
Ve	Tjøme	Taredyngrevet	4,4	3,5	80
Ve	Tjøme	Ørahavna II	26,6	2,6	10
Ve	Tønsberg	Ilene			
		Tjuvholmen (BN00015588)	68,6	41,5	60
		Vestre Ilene (BN00015699)	158,3	24,6	16
Te	Kragerø	Bråtøymyr	14,0	0,9	6
Te	Kragerø	Brentholmen-Burøykilen (Burøy V)*	143,9	3,9	3
Te	Kragerø	Burøy (S for Burøytjenna)	16,1		20
		strandeng 1		1,0	
		strandeng 2		1,7	
		strandeng 3		0,6	
Te	Kragerø	Hellesengtjenna (Skåtøy NØ)	24,9	3,9	16
Te	Kragerø	Stavseng N	1,0	0,1	10
Te	Kragerø	Sveivdokkhølen-Skredderhavna	8,1		9
		Sveivdokkhølen		0,4	
		Skredderhavna		0,3	
Te	Kragerø	Sølekilen v/Portør	23,8	5,5	23
Te	Kragerø	Ytre Kalstadkilen	24,1	0,4	2
Te	Bamble	Vinjekilen	45,4	15,1	33

\* Naturbaselokaliteten inkluderte mye hav og flere øyer. Én strandenglokalitet ble avgrenset i felt, av flere mulige, og arealandelen her er ikke representativ.

### 4.3.2 Artsmangfold av karplanter

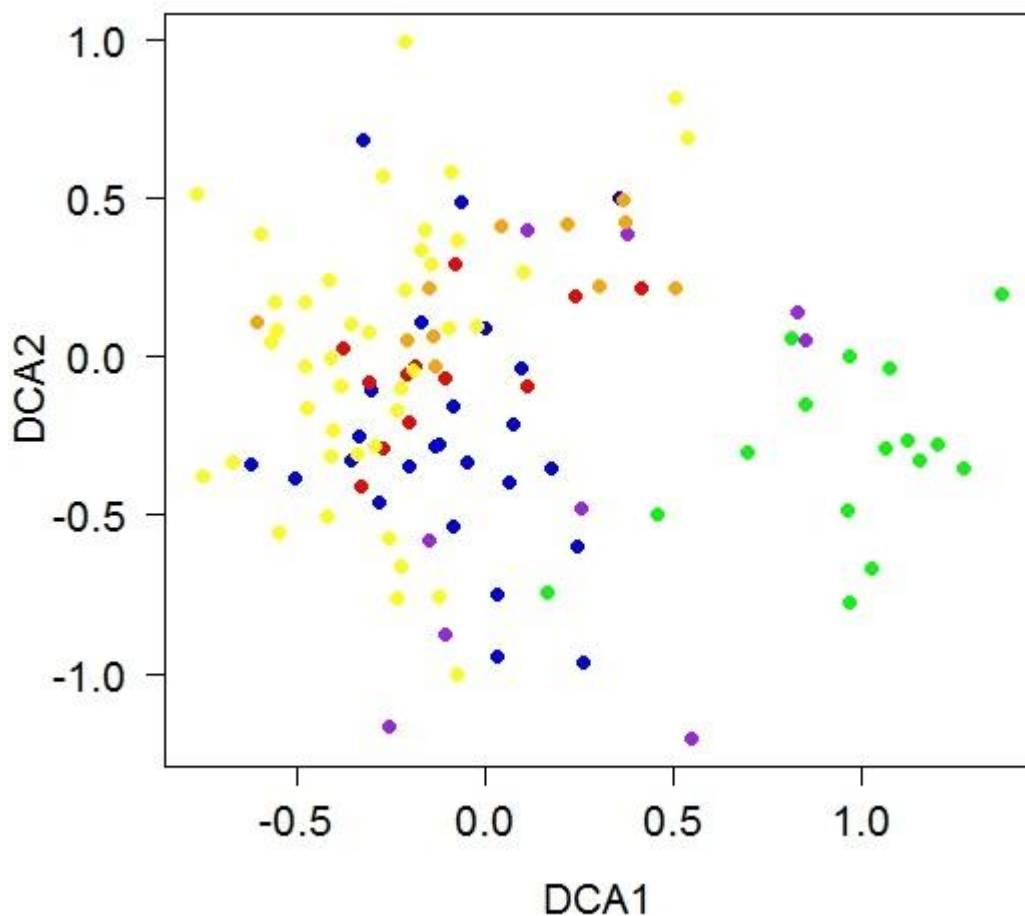
Et av målene ved å bruke ulike utvalgsmetoder var å undersøke antallet rødlistearter som fanges opp pr. polygon.

Alle karplanter ble registrert i 115 av de 117 polygonene som ble avgrenset i felt. Til sammen 3421 lokalitetsfunn av i alt 285 karplanter ble registrert. Et funn betyr her én observasjon av arten i ett polygon. En oversikt over alle karplanter registrert i ARKO i perioden 2011–2014 er vist i **Vedlegg 4**. Gjennomsnittlig antall karplanter på en lokalitet var 29,7 for alle polygoner og 34,2 for polygoner > 100 m<sup>2</sup>. Antall arter pr. polygon samvarierte i stor i stor grad med polygonets areal ( $r = 0,742$ ,  $p < 0,001$ , **Figur 8**). Det er naturlig, da store polygoner vil ha mer variasjon i mikrohabitater for artene.



**Figur 8.** Antall arter pr. polygon som funksjon av polygonets areal. Begge variablene er log<sub>2</sub>-transformert.

For å se på regionale forskjeller i artssammensetning kjørte vi en ordinasjon (Detrended Correspondence Analysis; ter Braak & Prentice 1988) av artsdata, med nedveiling av sjeldne arter. Det var en klar regional gradient i artssammensetningen av karplanter i strandengene (**Figur 9**). Fylke forklarte 68 % av variasjonen i artssammensetning langs ordinasjonsakse 1 ( $p < 0,001$ ), med polygoner fra Rogaland i den ene enden av aksene og polygoner fra Østfold i den andre enden. Hvis vi kjørte samme analyse bare på de tilfeldig utvalgte polygonene, fant vi samme regionale gradient i artssammensetning, hvor fylke forklarte 76 % av variasjonen langs akse 1.



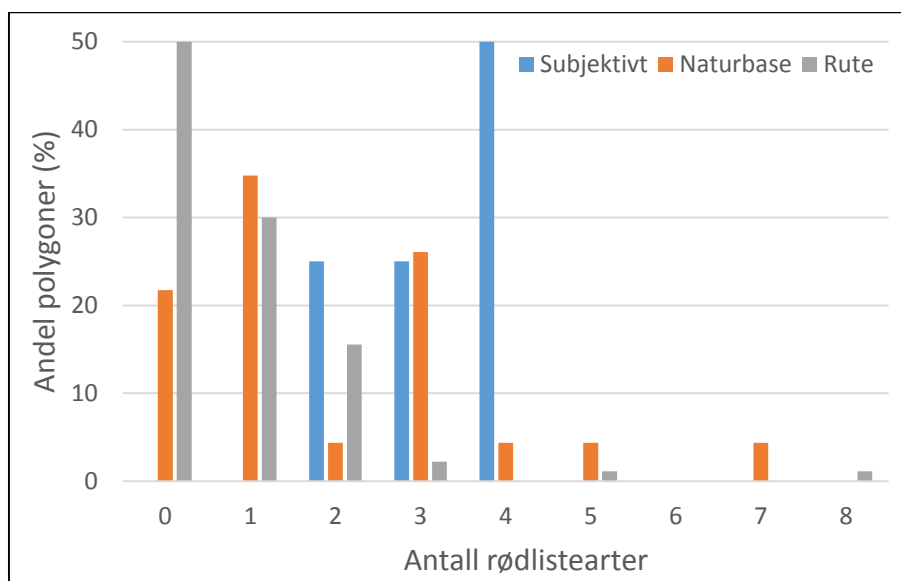
**Figur 9.** DCA-ordinasjon av artssammensetning i strandenger, basert på forekomst-fraværdata og nedveiing av sjeldne arter. Gult = Østfold, oransje = Vestfold, rød = Telemark, blå = Aust-Agder, lilla = Vest-Agder, grønn = Rogaland.

I alt 16 rødlistete karplanter ble registrert med til sammen 129 funn (**Tabell 14**). Den vanligste arten var strandrødtopp, funnet på i alt 46 polygoner, fulgt av dverggylden (24 funn) og tusengylden (18 funn). Totalt 17 av rødlistefunnene ble gjort i små strandengfragmenter < 100 m<sup>2</sup>, hvorav to var i Agder og de resterende 15 i Østfold. Åtte av disse funnene var av tusengylden, åtte av strandrødtopp og ett av dverggylden.

**Tabell 14.** Rødlistete karplanter i kartlagte polygoner i ARKO med rødlistekategori i 2010, fordelt på fylke. Ingen rødlistearter ble funnet i Rogaland. Hab.spes. er arter med tilknytning til strandeng, jf. **Vedlegg 1**.

Latinsk navn	Norsk navn	RL	Hab. spes.	Øs	Ve	Te	AA	VA	Tot.
<i>Artemisia maritima</i>	strandmalurt	NT <sup>o</sup>	x		1				1
<i>Carex extensa</i>	vipestarr	VU	x			1		1	2
<i>Carex punctata</i>	prikkstarr	NT	x				1		1
<i>Centaureum littorale</i>	tusengylden	EN	x	14	2	1		1	18
<i>Centaureum pulchellum</i>	dverggylden	VU	x	7	8	5	3	1	24
<i>Gentianella uliginosa</i>	smalsøte	EN	x	1	1				2
<i>Glyceria declinata</i>	buesøtgras	EN			1				1
<i>Lysimachia minima</i>	pusleblom	EN	x	3		2			5
<i>Odontites verna</i> ssp. <i>litoralis</i>	strandrødtopp	VU	x	25	5	6	9	1	46
<i>Ononis arvensis</i>	bukkebeinurt	NT	x	6	2				8
<i>Ononis spinosa</i> ssp. <i>maritima</i>	krypbeinurt	VU			1				1
<i>Ophioglossum vulgare</i>	ormetunge	VU	x	2	3				5
<i>Radiola linoides</i>	dverglin	EN	x				1		1
<i>Rubus caesius</i>	blåbringebær	NT			1				1
<i>Selinum carvifolia</i>	krusfrø	NT	x	3	1				1
<i>Trifolium fragiferum</i>	jordbærkløver	EN	x	6	3				9
<b>Sum</b>			<b>13</b>	<b>67</b>	<b>29</b>	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>4</b>	<b>129</b>

Alle de subjektivt utvalgte lokalitetene hadde rødlistearter (**Figur 10**). I alt 78 % av Naturbase-polygonene og halvparten av de tilfeldig utvalgte polygonene hadde forekomst av rødlistearter.



**Figur 10.** Frekvensfordeling av antall rødlistearter pr. polygon i subjektivt utvalgte, Naturbase- og tilfeldig utvalgte polygoner. Y-aksen viser andel polygoner for hvert utvalg.

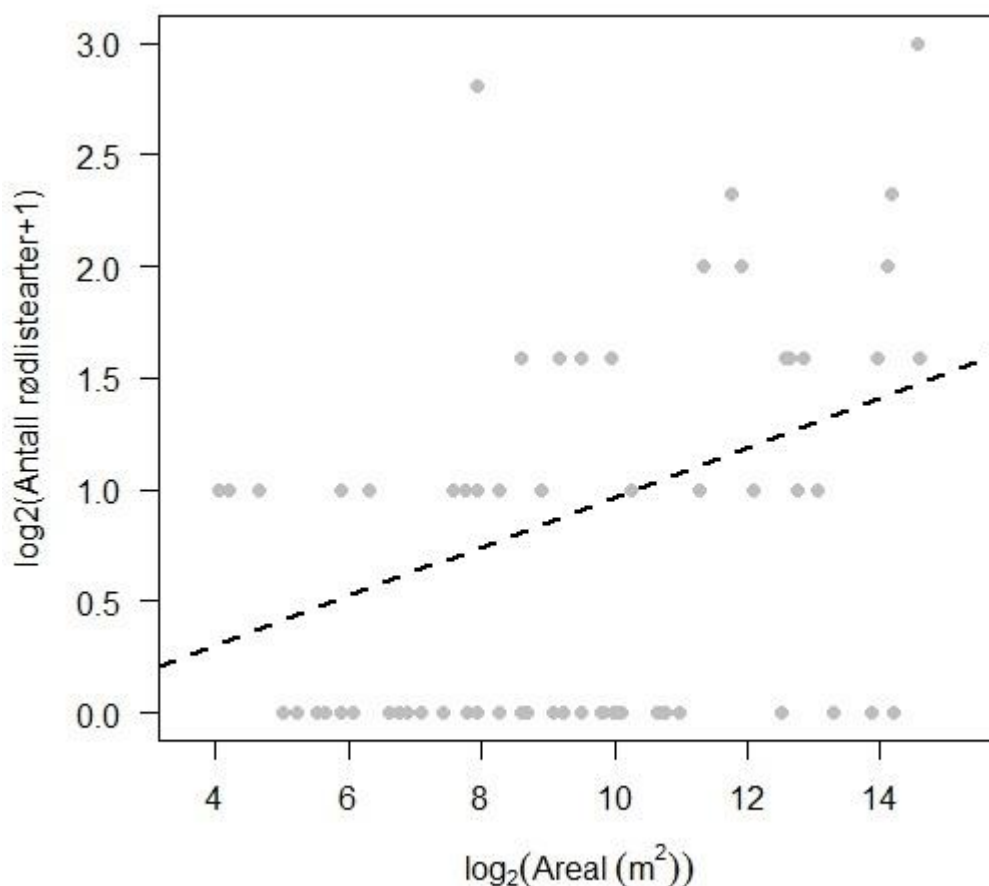
Fire eller flere rødlistete karplanter opptrø sammen i sju polygoner; i to av de fire subjektivt utvalgte, i tre Naturbase-polygoner og i to tilfeldig trukne polygoner (**Figur 10**). Tre av disse lå i Østfold, to i Vestfold, ett i Telemark og ett i Vest-Agder.

Tre rødlistearter opptrø sammen i ni polygoner (8 %), to rødlistearter i samme polygon ble registrert 15 ganger (13 %), 35 polygoner (30 %) hadde én rødlisteart og i 50 (43 %) ble det ikke notert rødlistearter (**Vedlegg 2**). Flest rødlistearter ble funnet i et av de tilfeldig utvalgte polygonene, Vikerkilen (Hvaler, Østfold) med åtte rødlistearter.

**Tabell 15.** Antall arter, antall funn, samt gjennomsnitt, maksimum og minimum rødlistearter pr. polygon, fordelt på fylke og datasett (subjektivt utvalgte (subj), utvalgte fra Naturbase (NB) og tilfeldig utvalgte (Rute) polygoner).

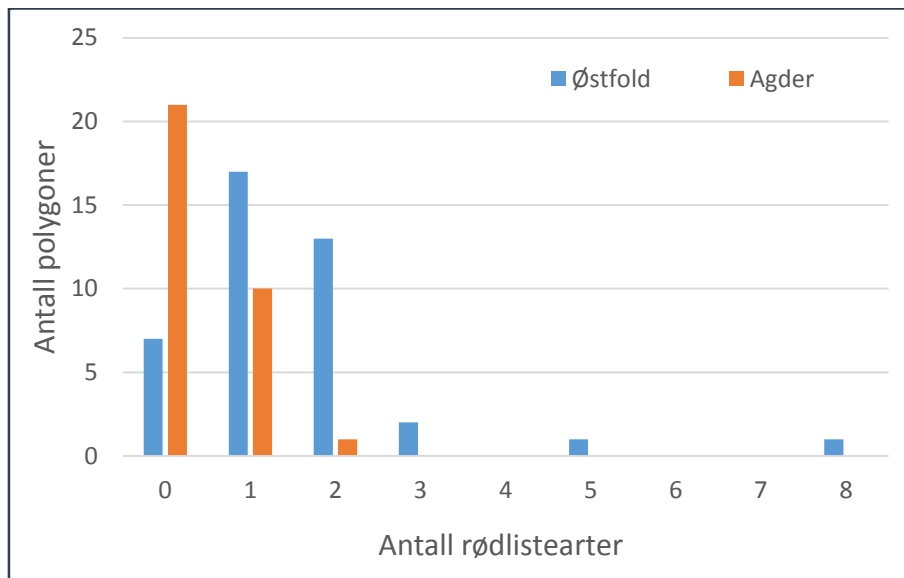
	Antall pol.	Antall arter	Antall funn	Gj.snitt	Maks	Min	Andel m RL-art
Østfold – rute	40	9	60	1,50	8	0	83 %
Østfold – subj.	2	6	7	3,50	4	3	100 %
Vestfold – NB	11	12	29	2,64	7	0	82 %
Telemark – NB	12	5	15	1,25	4	0	75 %
Agder – rute	33	3	12	0,38	2	0	36 %
Agder – subj.	2	5	6	3,00	4	2	100 %
Rogaland – rute	17	0	0	0,00	0	0	0 %
<b>Totalt</b>	<b>117</b>	<b>16</b>	<b>131</b>	<b>1,12</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	<b>57 %</b>

I gjennomsnitt var det 1,1 rødlisteart pr. polygon (**Tabell 15**), men antallet rødlistearter varierte mellom utvalgene (subjektivt, Naturbase og tilfeldig) og mellom fylkene. Antall rødlistearter pr. polygon økte med polygonets areal ( $r = 0,378$ ,  $p < 0,001$ , **Figur 11**), men i mye mindre grad enn antall karplanter totalt, ettersom rødlistearter forekom så vel i de helt minste som i de største polygonene, særlig i Østfold.



**Figur 11.** Antall rødlistearter pr. polygon som funksjon av polygonets areal. Begge variablene er  $\log_2$ -transformert.

Over 80 % av de tilfeldig utvalgte polygonene i Østfold hadde  $\geq 1$  rødlisteart, mens bare litt over én av tre polygoner i Agder hadde funn av rødlisteart og ingen i Rogaland hadde det (**Figur 12**, **Tabell 15**). Konsentrasjon av rødlistearter i Østfold (i snitt 1,5 arter pr. polygon) var betydelig høyere enn i Agder (0,4) og Rogaland. Når de små strandengfragmentene var fjernet fra datasettet, økte antall rødlistearter pr. polygon til 1,7 i Østfold og 0,5 i Agder.



**Figur 12.** Oversikt over antall rødlistearter pr. polygon i tilfeldig utvalgte polygoner i Østfold og Agder. I Rogaland ble det ikke funnet rødlistearter.

Resultatene fra rutedatasettet viser at graden av klumping av rødlistearter avtar mot vest. Imidlertid ser vi i de subjektivt utvalgte polygonene i Agder (Søm-Ruakerkilen NR og Hamresanden) at rødlistearter forekommer klumpvis også her. Forekomstfrekvensen av slike artsrike lokaliteter er likevel lavere i Agder (og Rogaland) enn i Østfold, slik at tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter/polygoner i mindre grad vil fange opp artsrike lokaliteter vestover sammenlignet med Østfold og mest sannsynlig også Vestfold.

### 4.3.3 Artsmangfold av invertebrater

Materialet av biller innsamlet med fallfeller og håv i perioden 2011–2014 besto av totalt 12 939 biller fordelt på 492 arter (**Vedlegg 3**). Antallet arter omfatter nesten 14 % av alle billearter påvist i Norge. Av disse artene regner vi med at 481 hører hjemme på strandengene ved at de gjennomfører store deler av livssyklus i naturtypene der, mens de resterende elleve artene anses som «turister» i strandengene da de er knyttet til andre naturtyper. Dette gjelder som oftest vanlige arter som hører hjemme for eksempel i skog og som ved en tilfeldighet dukket opp i strandengprøvene.

#### 4.3.3.1 Håvprøver

Det ble i juni 2013 og 2014 tatt til sammen 83 håvprøver på 14 forskjellige strandenglokaliteter i Østfold, Vestfold, Aust- og Vest-Agder. Materialet består av til sammen 8947 biller fordelt på 390 arter fra 45 ulike familier (**Tabell 16**).

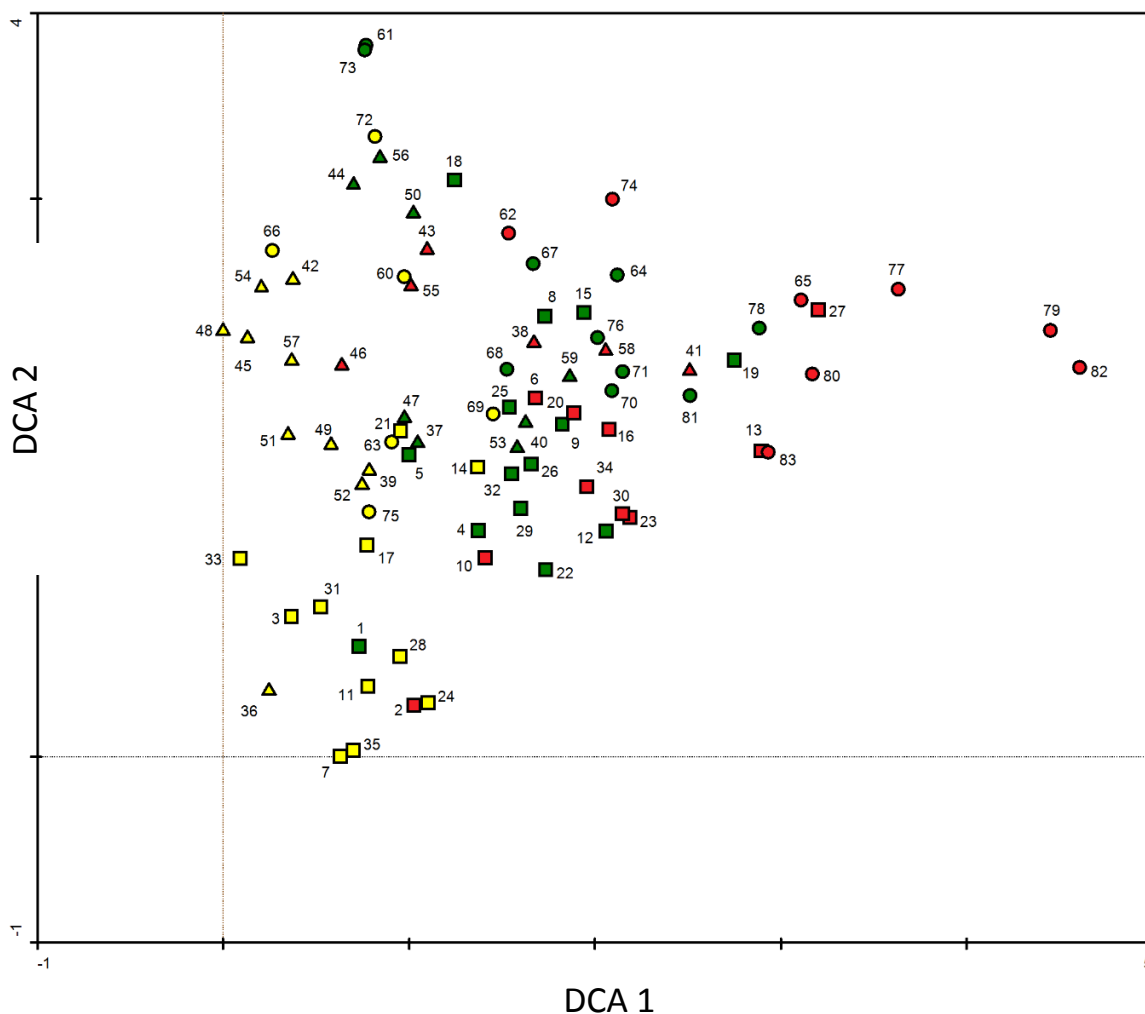
**Tabell 16.** Oversikt over billematerialet innsamlet med håv på 14 lokaliteter på Øst- og Sørlandet. Hver prøve representerer 15 minutters håving, og det ble tatt 3–4 prøver i ulike vegetasjonssoner på hver lokalitet.

Kommune	Lokalitet	2013				2014			
		Ant. prøver	Ant. ind.	Ant. arter	Ant. RL-arter	Ant. prøver	Ant. ind.	Ant. arter	Ant. RL-arter
Hvaler	Søndre Sandøy	-	-	-	-	4	235	55	0
Hvaler	Skipstadkilen	3	379	89	1	4	202	36	0
Fredrikstad	Bjørnevågen	3	342	90	1	-	-	-	-
Fredrikstad	Gonvad	3	184	53	0	4	130	35	0
Råde	Fuglevik	3	227	63	0	4	257	55	0
Moss	Rambergbukta	3	294	58	1	4	327	72	0
Tjøme	Barkevika	3	383	78	3	3	445	58	1
Tjøme	Holme	3	198	45	1	3	479	63	2
Tjøme	Taredyngrevet	3	266	60	0	3	592	62	0
Tjøme	Ørahavna	3	292	48	1	3	600	48	0
Arendal	Hovstølkilen	3	331	53	1	3	1148	78	2
Grimstad	Ruakerkilen	3	145	40	0	3	384	73	0
Grimstad	Saulekilen	3	129	40	1	3	607	51	0
Kristiansand	Hamresanden	3	182	29	0	3	189	30	0
<b>SUM</b>		<b>39</b>	<b>3352</b>	<b>287</b>	<b>8</b>	<b>44</b>	<b>5595</b>	<b>260</b>	<b>3</b>

### Geografiske forskjeller

For å se på forskjeller i artssammensetning mellom regioner og mellom vegetasjonssoner innad i lokalitetene kjørte vi DCA-ordinasjon av datasettet. Ordinasjonen avdekket en svak tendens til geografiske ulikheter i artssammensetning (**Figur 13**), hvor håvprøvene fra Østfold hadde tyngdepunkt i sentrum og ned mot origo, prøvene fra Agder-fylkene samlet seg i øvre halvdel av punktsvermen, mens prøvene fra Tjøme i Vestfold samlet seg mer i et belte fra sentrum og mot venstre i diagrammet. At de siste prøvene samlet seg over et mindre areal i diagrammet, gjenspeiler trolig at Tjøme-lokalitetene ligger mer geografisk samlet, har større likhet i utformingen av strandengene og at billefauunaen tilhører samme lokale artspool. Lokalitetene i Østfold og Agder, og dermed også prøvene derfra, ligger lengre fra hverandre og kan derfor også forventes å ha større ulikheter i billefauunaen.





**Figur 13.** DCA-ordinasjon av biller fra ulike vegetasjonssoner i strandeng, hvor hvert symbol representerer en håvprøve. Firkanter angir prøver tatt i Østfold, trekkanter angir prøver fra Vestfold (Tjøme) og sirkler prøver fra Agder-fylkene. Grønne symboler representerer prøver tatt i kortsquddsstrandeng (mest starr og siv), gule er fra urterik strandeng og fukteng (indre partier), mens de røde er tatt i langskuddseng (sivaks og takrør).

### Naturtyper

Når billeprøvene ble gruppert i tre hovedgrupper av vegetasjon – kortsquddseng, urterik eng/fukteng og langskuddseng – grupperte disse seg i hovedsak langs x-aksen (**Figur 13**). Kortsquddseng-prøvene samlet seg grovt sett i midten, men med god overlapp med de andre to vegetasjonsgruppene. Dette overlappet gjenspeiler mest sannsynlig fellestrekkene i billefauna på grunn av at kortsquddsvegetasjonen (starr, siv osv.) også strekker seg både inn i urterik eng og fukteng, samt i partier av langskuddseng. Prøvene fra urterik eng og fukteng samlet seg i venstre del i diagrammet og fordelt seg der mest langs y-aksen, hvilket ser ut til å følge geografiske forskjeller i billefaunaen, med Østfold i nedre halvdel og Vestfold + Agder-fylkene i øvre halvdel. Prøvene fra langskuddseng, bestående av i hovedsak takrør og sivaks, hadde sitt tyngdepunkt til høyre i diagrammet, men med god spredning som synes å reflektere geografisk betingete forskjeller i billefaunaen.

### 4.3.3.2 Fallfelleprøver

Innsamling av biller med fallfeller ble foretatt på fem lokaliteter i Vestfold sommeren 2012. Fellene ble plassert i ett hjørne av 10 ruter for vegetasjonsanalyser på hver av de fem lokalitetene. Dette ga til sammen 3989 biller fordelt på 182 arter fra 22 familier (**Tabell 17**).

**Tabell 17.** Oversikt over billematerialet innsamlet med fallfeller på strandenger fra fem lokaliteter i Vestfold i 2012. På hver lokalitet var det ti fallfeller, fordelt på to transekter fra sjø mot land.

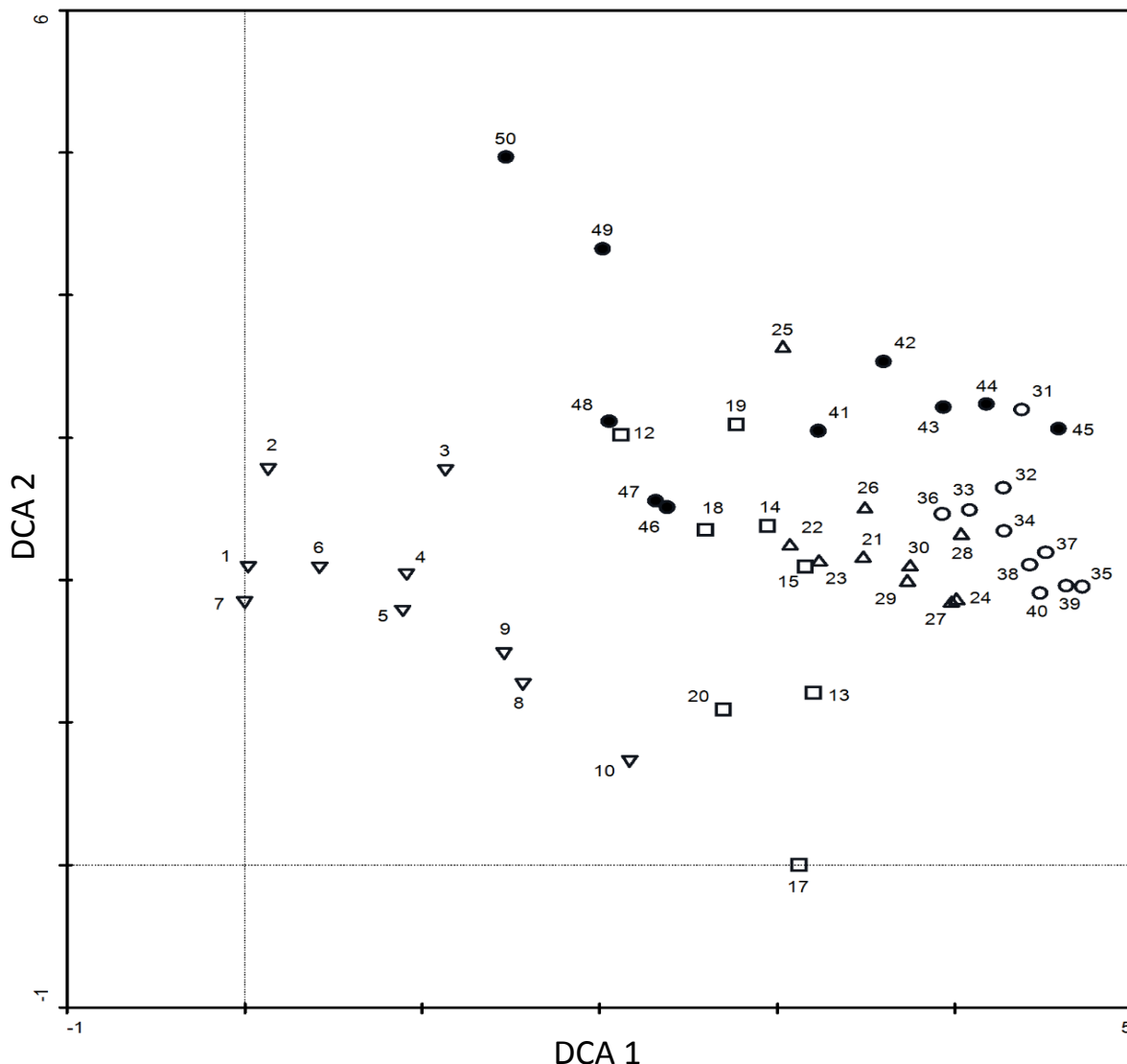
Kommune	Lokalitet	Ant. ind.	Ant. arter	Ant. RL-arter
Tjøme	Taredyngrevet	1778	95	3
Tjøme	Holme	404	38	3
Tjøme	Ørahavna	502	51	1
Tjøme	Barkevika	729	47	2
Sandefjord	Bøkilen/Hafallen V	576	69	0
<b>SUM</b>		<b>3989</b>	<b>182</b>	<b>4</b>

En DCA-ordinasjon av dette datasettet viste at prøvene grupperte seg etter lokalitet, med lite overlapp i artssammensetning mellom lokalitetene (**Figur 14**). De fire lokalitetene fra Tjøme grupperte seg langs akse 1, mens prøvene fra Sandefjord-lokaliteten (Bøkilen/Hafallen V) i hovedsak forskjøv seg fra Tjøme-lokalitetene og opp langs akse 2.

Taredyngrevet på Tjøme skilte seg samlet sett mest ut i diagrammet, trolig som en følge av at fellene der var svært mye rikere på både arter og individer enn fellene ved de andre lokalitetene. Hele 50 % av lokalitetens billearter manglet ved de andre lokalitetene. Bøkilen/Hafallen V hadde nest mest arter, og hadde også et stor andel arter (42 %) som ikke var til stede ved noen av de andre lokalitetene.

Antall arter som kun ble påvist i ett individ ("enerer", singletons) i prøvene var relativt høyt, noe som ofte er tilfelle ved insektundersøkelser. Dette indikerer at et stort antall arter som finnes i området ikke blir påvist i prøvene. Et estimat på antall arter totalt i det miljøet man har tatt prøvene kan beregnes basert på forholdet mellom "enerne" (a) og "toerne" (b), dvs. hvor mange arter som blir påvist med hhv. ett og to individer, som  $a^2/2b$  (Chao 1; Colwell 2006). I følge denne modellen kan vi estimere at de fem lokalitetene Taredyngrevet, Holme, Ørahavna, Barkevika og Bøkilen/Hafallen V «mangler» hhv. 86, 61, 45, 35 og 57 arter, og at de teoretiske artsantallene på biller er 181, 99, 96, 82 og 126. I forhold til artsantallet av biller knyttet til eng og åpenmarks-habitater i regionen er det ikke usannsynlig at man ved flere feller eller lengre innsamlingstid vil kunne oppnå disse teoretiske artsantallene.

Fallfellene var plassert i gradienter fra sjøen og innover strandenga, hvor de ytre fellene i større grad var påvirket av sjøvann enn de indre. Noen av disse ble enkelte ganger oversvømt ved flo sjø, mens flere av dem i større grad også fanget opp tanglopper (*Gammarus* sp.) og små strandkrabber enn de indre fellene. Det er vanskelig å vite om noen av de ytre fellene mangler bille-individer på grunn av utskylling. To av fellene nærmest sjøen manglet biller og ble utelukket fra ordinasjonsanalysen. Tre feller, som også lå nære vannkanten, hadde bare ett individ. Få insekter har gode tilpasninger til saltvann, og mange av strandengartene skyr antagelig de arealene under flomålet.



**Figur 14.** DCA-ordinasjon av biller fra fallfeller i fem strandenglokaliteter i Vestfold. Hvert symbol representerer sesongfangsten i en fallfelle. Alle arter/individer er tatt med, men med nedveiging av «enerne». De ulike symbolene angir lokalitet: stående triangler = Taredyngrevet, liggende triangler angir Ørahavna, firkanter= Holme, åpne sirkler = Barkevika, fylte sirkler = Bøkilen/Hafallen V.

#### 4.3.3.3 Håv vs. fallfeller

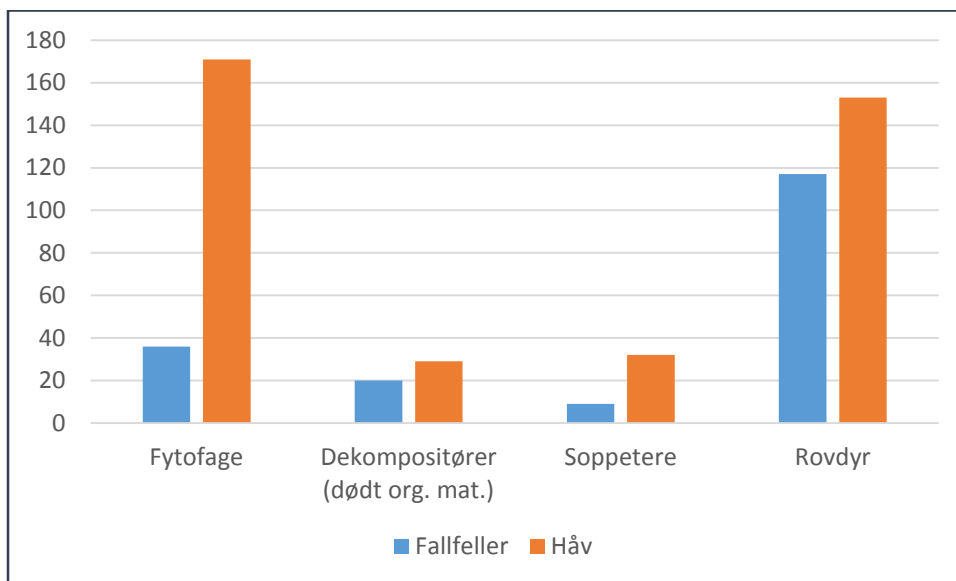
En sammenligning av billefaunaen innsamlet med fallfeller og håv ble foretatt på fire lokaliteter på Tjøme. Innsatsen var basert på sesongfangst i 10 fallfeller langs en gradient fra ytre til indre del av strandengene i 2012, og 3 stk. 15-minutters håvprøver i ulike vegetasjonssoner i juni 2013 og juni 2014.

Datasettet består av 6668 biller fordelt på 293 arter. Kun 51 arter (17,3 %) var felles mellom de to metodene, 140 arter ble bare funnet ved hjelp av håving, mens 102 arter bare ble tatt i fallfeller. Alle «turistene», dvs. arter med tilknytning til andre habitater enn strandeng, ble utelukkende påvist i håvprøvene og besto av planteetende/vedlevende arter.

Forskjeller i artsutvalg mellom de to metodene gjenspeiler i hovedsak mikrohabitatet til artene. Fallfeller tar i størst grad aktive arter som lever og beveger seg i bunnsjiktet, mens håvprøver logisk nok samler opp arter som i større grad oppholder seg i vegetasjonen. Ved forsøk på totalinventering utfyller metodene hverandre godt.

### Funksjonelle grupper

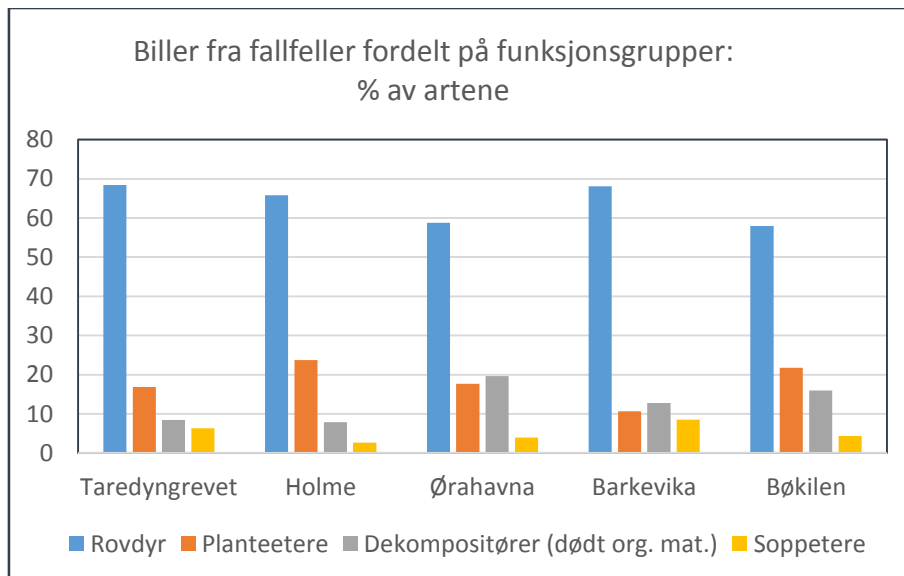
Blant de 481 artene vi har dokumentert som hjemmehørende på strandenger, er 226 rovdyr, 177 planteetere og 78 dekompositører eller soppetere. Det var svært få planteetere og soppetere i fallfellene, mens det blant rovdyr og nedbrytere ikke var så stor forskjell mellom antall arter som ble fanget med de ulike metodene (**Figur 15**).



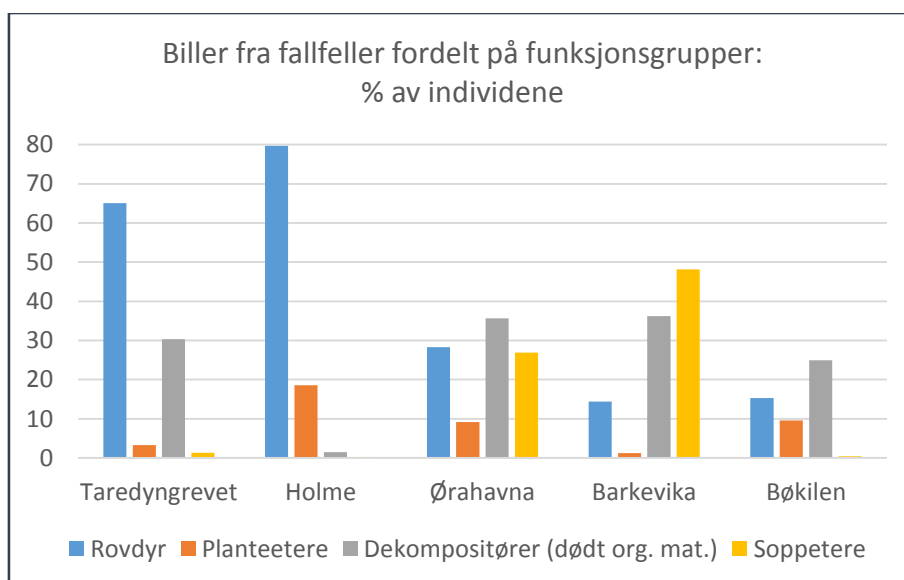
**Figur 15.** Oversikt over fordeling av ulike funksjonelle grupper av biller i materialet samlet med fallfeller og håv.

Fallfeller er kjent for å normalt fange opp en større andel bevegelige arter som rovdyr, enn mindre bevegelige arter som f.eks. planteetere. Løpebiller, kortvinger og edderkopper er det klassiske hovedinnholdet i fallfeller i de fleste habitater. Andel arter som var rovdyr ved de fem strandeng-lokalitetene varierte fra 58–68 %, mens andel rovdyr-individer var langt høyere ved Taredyngrevet og Holme (65 og 80 %) enn ved de øvrige tre lokalitetene (14, 15 og 28 %) (**Figur 16**).

a)



b)



**Figur 16.** Oversikt over fordeling av ulike funksjonelle grupper av biller i fallfelle materialet på fem strandenglokaliteter i Vestfold for a) arter og b) individer.

#### 4.3.3.4 Rødlisterarter

Av de totalt 492 billeartene i materialet var det ni arter som har rødlistekategori fra Rødlista for arter 2010 (**Tabell 18**). Fire arter er klassifisert som sterkt truet (EN), fire arter er sårbare (VU) og én art er nær truet (NT). I tillegg er tre av artene nye for landet etter 2010 og har en forekomst som gjør at de vil være aktuelle for å oppnå en truethetskategori i Rødlista for arter 2015, som publiseres i november 2015. I videre diskusjon og statistikk inkluderer vi også disse tre slik at vi totalt omtaler tolv rødlisterarter. Ingen lokalitet hadde flere enn fem rødlisterarter (Barkevika, Tjøme), mens det på seks av de 15 lokalitetene ikke ble påvist rødlisterarter. Kun fem rødlisterarter ble påvist i fallfellene, mens ti ble funnet i håvprøvene.

**Tabell 18.** Oversikt over rødlistete biller og arter nye for Norge samlet under ARKO-feltarbeid på strandenger.

Familie	Art	Rødliste-kategori	Nyregistrering for Norge	Fallfeller								Håv										SUM fallfeller	SUM håv	TOTALT					
				Tjøme, Taredyngrevet	Tjøme, Holme	Tjøme, Ørahamna	Tjøme, Barkevika	Sandefjord, Hafallen V	Hvaler (S. Sandøy), Salta	Hvaler (Asmaløy), Skipstadkilen	Fredrikstad (Kråkerøy), Bjørnevågen	Fredrikstad (Kråkerøy), Gonvad	Råde, Fuglevik	Moss (Jeløy), Rambergbukta	Tjøme, Taredyngrevet	Tjøme, Holme	Tjøme, Ørahamna	Tjøme, Barkevika	Arendal, Hovstølkilen	Grimstad, Ruakerkilen	Grimstad, Saulekilen				Kristiansand, Hamresanden				
Hydrophilidae	<i>Paracymus aeneus</i> (Germar, 1824)	VU																								1	1		
Staphylinidae	<i>Euconnus wetherhallii</i> (Gyllenhal, 1813)	EN		25	2																						27	27	
Staphylinidae	<i>Stenus atratulus</i> (Erichson, 1839)	NT		5	3		1										1	1									9	2	11
Scarabaeidae	<i>Aphodius niger</i> (Illiger, 1798)	VU				2																					2	2	
Buprestidae	<i>Trachys scrobiculata</i> (Kiesenwetter, 1857)	EN								1																		1	1
Elateridae	<i>Ampedus sanguinolentus</i> (Schrank, 1776)	EN											1															1	1
Kateretidae	<i>Kateretes rufilabris</i> (Latreille, 1807)	+	N											1		1			1									3*	3*
Chrysomelidae	<i>Plateumaris braccata</i> (Scopoli, 1772)	VU									1																	1	1
Chrysomelidae	<i>Longitarsus plantagomaritimus</i> (Dollman, 1912)	+	N		1									22													1*	22*	23*
Curculionidae	<i>Mecinus collaris</i> (Germar, 1821)	EN		1	1		4												1								6	1	7
Curculionidae	<i>Bagous claudicans</i> (Boheman, 1845)	VU														1												1	1
Curculionidae	<i>Trichosirocalus thalhammeri</i> (Schultze, 1906)	+												8		1	7											16*	16*
<b>SUM</b>				<b>3</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>12</b>			

### Presentasjon av rødlisteartene

#### ***Paracymus aeneus*** (Hydrophilidae, vannkjær) – VU (sårbar)

Arten er kun kjent fra et gammelt funn fra AK, Snarøya, to nye funn fra Tjøme i Vestfold, samt fra Grimstad (Aust-Agder) i 2009. I Sverige er arten bare kjent fra Skåne, Halland og Øland. Arten er begrenset til brakkvannssumper og kan være noe oversett.

#### ***Euconnus wetterhalii*** (Staphylinidae – Pselaphinae, køllebiller) – EN (sterkt truet)

Arten er knyttet til fuktige områder i strandenger og er funnet flere steder i indre Oslofjord, men er funnet i nyere tid kun på Tjøme i Vestfold, Hvaler i Østfold og ved Storøykilen i Bærum, Akershus.

#### ***Stenus atratulus*** (Staphylinidae, kortvinger) – NT (nær truet)

Arten er knyttet til tørr, varm åpenmark med sandjord, men også på strandenger. Funnet spredt i Sør-Norge på egnete lokaliteter.

#### ***Aphodius niger*** (Scarabaeidae, Aphodinae, gjødselbiller) sumpgjødselbille – VU (sårbar)

Kjent fra ca. 25 lokaliteter på Øst- og Sørlandet, de aller fleste fra før 2. verdenskrig. De seneste funnene er gjort i Sandefjord i 1961, Tønsberg 1991 og Drangedal 2005. Arten lever i slam og detritus på elvebredder og strender, et habitat som til tross for endel nedbygging ennå finnes igjen rundt omkring.

#### ***Trachys scrobiculata*** (Buprestidae, praktbiller) korsknapppraktbille – EN (sterkt truet)

Larvene til korsknapppraktbille er bladminerere på bl.a. korsknapp og mynte-arter. Fra Skandinavia foreligger noen funn fra indre Oslofjord og ett funn fra Bamble i Telemark, samt et nyere funn fra Bohuslän i Sverige. I nyere tid er den kjent fra tørreng på Oksenøya, Lindøya, Ostøya, Råde, Hvaler og Gjermundsholmen.

#### ***Ampedus sanguinolentus*** (Elateridae, smellere) flekkblodsmeller – EN (sterkt truet)

Fra nyere tid er arten kun kjent fra Jeløya i Moss, Gressholmen og Oksenøya i Oslo, Mostrand på Tjøme og Mølen-området i Larvik. Eldre funn foreligger fra Aust-Agder til svenskegrensen, med flest lokaliteter i indre Oslofjord. Samtlige funn er gjort kystnært. Arten er hos oss typisk for svartorsumpskog (NT i Rødlista for naturtyper), hvor den utvikles i fuktig hvitråteved av løvtrær, hovedsakelig i stubber eller liggende stammer/greiner av svartor. De voksne søker til hvite blomster (f.eks. skjermplanter, hagtorn). Den synes å ha forsvunnet fra deler av sitt tidligere utbredelsesområde.

#### ***Kateretes rufilabris*** (Kateretidae, stumpglansbiller) – rødliste 2015

Arten er tidligere ikke påvist i Norge og ble i denne undersøkelsen funnet på tre lokaliteter, to på Tjøme (Holme og Barkevika) og en i Grimstad (Saulekilen) (**Figur 17**). Både larver og voksne lever av blomstene på ulike arter av starr og siv.

#### ***Plateumaris braccata*** (Chrysomelidae – Donaciinae, sivbukker) – VU (sårbar)

Arten forekommer i Norge på grensen av sitt naturlige utbredelsesområde og er kun kjent fra to lokaliteter i Østfold i nyere tid. Gamle funn fra Oslo må bekreftes. Arten lever på takrør.

#### ***Longitarsus plantagomaritimus*** (Chrysomelidae – Alticinae, jordlopper) – rødliste 2015

Arten er funnet ny for Norge i dette prosjektet på lokaliteten Holme i Vestfold (Tjøme). Arten er knyttet til strandkjempe.

#### ***Mecinus collaris*** (Curculionidae, snutebiller) strandkjempe-snutebille – EN (sterkt truet)

Arten lever på strandkjempe og er funnet på flere lokaliteter med kortvokst strandeng rundt Oslofjorden og på Sørlandet (**Figur 18**). Den kan være noe oversett, men er trolig svært begrenset forekommende.

***Bagous claudicans*** (Curculionidae, snutebiller) – VU (sårbar)

Arten lever på nyresildre på kalkrike tørrberg langs kysten, og er kun kjent fra noen få lokaliteter i Akershus og Østfold i Norge.

***Trichosirocalus thalhammeri*** (Curculionidae, snutebiller) – rødliste 2015

Arten er nyopptaget i Norge og er knyttet til strandkjempe på strandenger (**Figur 19**). Den er kun kjent fra Hvaler og Tjøme, men ble også funnet i Arendal i dette prosjektet.



**Figur 17.** *Kateretes rufilabris* ble påvist for første gang i Norge i denne undersøkelsen. Foto: Arnstein Staverløkk.





**Figur 18.** Strandkjempe-snutebille *Mecinus collaris* er sterkt truet (EN). Vi fant den på tre lokaliteter på Tjøme i Vestfold. Foto: Arnstein Staverløkk.

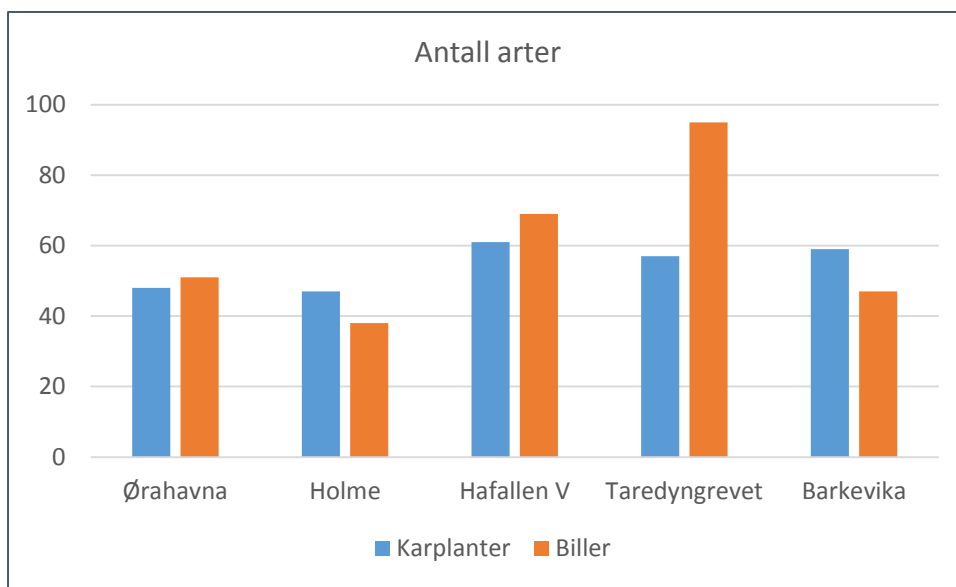


**Figur 19.** Snutebillen *Trichosirocalus thalhammeri* er nyopptaget i Norge. Vi fant den på to lokaliteter på Tjøme i Vestfold og én lokalitet i Arendal i Aust-Agder. Foto: Arnstein Staverløkk.

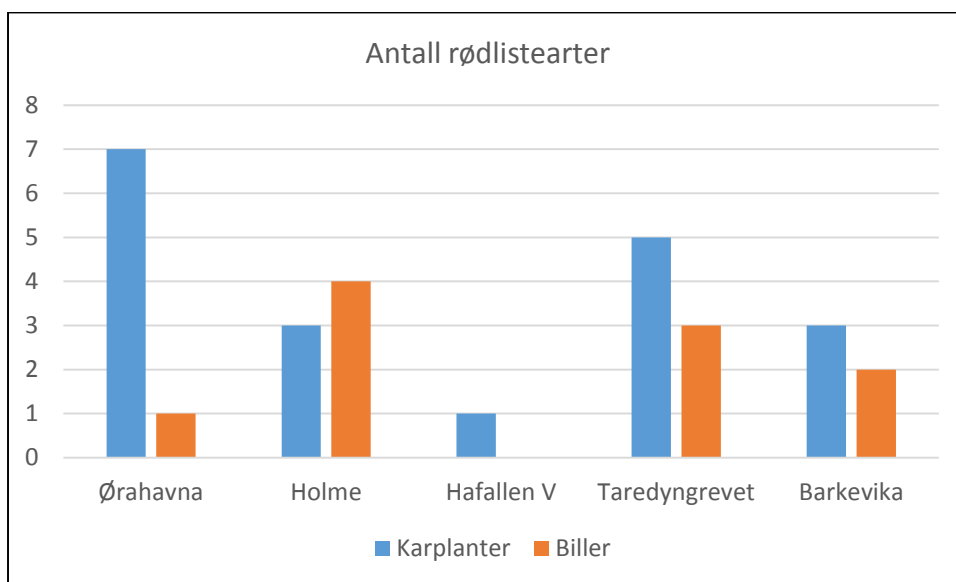
#### 4.3.4 Samvariasjon mellom karplanter og invertebrater

Vegetasjon og fallfeller ble undersøkt langs to transekter på fem lokaliteter i Vestfold i 2012. Antallet karplanter pr. lokalitet var ganske likt mellom lokalitetene, og varierte mellom 47 og 61 arter. Antall biller fanget i fallfellene varierte mye mer, mellom 38 og 95 (**Figur 20a**). Ettersom utvalgsstørrelsen er så liten, kan resultatene bare brukes til å antyde noen tendenser. Det er bare en svak sammenheng mellom artsrikdom av karplanter og biller på lokalitetene ( $r = 0,533$ ,  $p = 0,356$ ).

a)



b)



**Figur 20.** Artsrikdom av karplanter og biller fanget i fallfeller på fem strandenglokaliteter i Vestfold, sortert fra minst (Ørahavna) til størst (Barkevika) areal. a) totalt antall arter, b) rødlistearter.

Antall rødlistearter pr. lokalitet varierte mellom 1 og 7 for karplantene, med Ørahavna på Tjøme som den rødlisteartsrikeste lokaliteten. Her fant vi både dverggylden, tusengylden, smalsøte, jordbærkløver, krusfrø, ormetunge og strandmalurt. Dette var samtidig den minste av de fem inventerte lokalitetene. Antallet rødlistete billearter i fallfellene varierte mellom 0 og 4 (**Figur 20b**). Med unntak av Hafallen V, som ikke hadde noen strandengspesialister blant rødlistete karplanter (bare buesøtgras, se **Vedlegg 2**) og heller ingen rødlistete biller, var det lite samsvar mellom antallet rødlistete karplanter og biller på lokalitetene ( $r = 0,138$ ,  $p = 0,824$ ).

Vårt begrensede datasett tilsier med andre ord at rødlisteartsrikdom av karplanter ikke nødvendigvis er en god prediktor for artsrikdom av rødlistete invertebrater på strandengene.

## 4.4 Oppsummering

Tilfeldig utvalg av lokaliteter for kartlegging gir oss grunnlag for å lage arealrepresentative estimater for hvor ofte strandenger forekommer, hvor stort areal de dekker og hvor ofte rødlisteartene forekommer i strandengene. Samtidig gir utvalget av lokaliteter fra Naturbase og de subjektivt utvalgte lokalitetene et sammenligningsgrunnlag for å se hvor stor ansamling av rødlistearter vi finner på de antatt artsrikeste lokalitetene.

### 4.4.1 Forekomst og areal av strandeng

Gjennom det tilfeldige utvalget har vi fanget opp en god del strandenger som ikke allerede var registrert i Naturbase. I Agder og Østfold var én av tre lokaliteter registrert i Naturbase, mens i Rogaland var om lag én av fem lokaliteter det (jf. **Tabell 11**). En betydelig større andel av det kartlagte arealet var likevel registrert i Naturbase, noe som tyder på at Naturbase i ganske stor grad omfatter de største strandenglokalitetene, særlig i Østfold, men også i Agder og Rogaland.

Resultatene våre viser at arealet av strandenger sannsynligvis er betydelig mindre enn det som framkommer av Naturbase. I Agder estimerer vi at det skal finnes mellom 0,4 og 0,6 km<sup>2</sup> strandeng. Til sammenligning er det registrert til sammen 4,1 km<sup>2</sup> av G05 Strandeng og strandsump i Naturbase i de to Agder-fylkene. Mange Naturbase-polygoner kan nok bestå av store arealer av strandsumper, som vi har ekskludert i våre avgrensinger i felt. Våre estimater og Naturbase er sånn sett ikke direkte sammenlignbare. Samtidig har vi under feltarbeidet vært strengere i avgrensing av strandeng mot andre naturtyper, som skog og kulturmarkseng, enn det som er tilfelle for Naturbaselokalitetene, hvor omkringliggende areal oftere er inkludert. En klar konklusjon fra disse resultatene er uansett at Naturbase ikke kan brukes for å anslå arealet av gjenværende forekomster av hotspot-habitatet strandenger i Sør-Norge.

Resultatene våre tyder også på en regional variasjon i størrelse på strandengene, med relativt små lokaliteter lenger vest og på Sørlandskysten, og flere større lokaliteter i Østfold og Vestfold. Dette skyldes dels naturgitte forhold som landskap og topografi, men også at graden av utnyttelse av arealet er større på Sørlandskysten.

### 4.4.2 Rødlistearter i strandeng

Hvorvidt rødlistete karplanter forekommer i strandengene, varierer regionalt. I det tilfeldige utvalget vårt opptrer rødlistearter i > 80 % av strandengene i Østfold, i om lag en av tre strandenger i Agder, men ikke i strandengene i Rogaland. Kartleggingen av subjektivt utvalgte lokaliteter og Naturbase-lokaliteter viser imidlertid at rødlistete karplanter opptrer sammen på strandenger både i Østfold, Vestfold, Telemark og i Agder.

Lokaliteter med mange rødlistearter ( $\geq 3$  rødlistete karplanter) forekommer relativt sjelden i hele det kartlagte området. I vårt datasett har i alt 14 % av lokalitetene  $\geq 3$  rødlistete karplanter. Blant

de tilfeldig utvalgte polygonene har bare 4 % (fire lokaliteter)  $\geq 3$  rødlistete karplanter, og alle disse lokalitetene finnes i Østfold. Graden av klumping av rødlistearter avtar mot vest, med størst ansamlinger av arter i Østfold og Vestfold. Rødlisteartsrike lokaliteter av strandeng forekommer imidlertid også lenger vest, noe de subjektivt utvalgte polygonene i Agder (Søm-Ruakerkilen NR og Hamresanden) tydelig viser. Det tilfeldige utvalget vårt viser imidlertid at de rødlisteartsrike lokalitetene i Agder forekommer så sjeldent at tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter i mindre grad vil fange opp artsrike lokaliteter i disse fylkene, sammenlignet med Østfold og mest sannsynlig også Vestfold og Telemark.

Selv om ansamlingen av rødlistete karplanter i strandenger ser ut til å være størst i Østfold, Vestfold og dels Telemark, forekommer en del av de sjeldneste karplantene tilknyttet strandenger kun lenger vest. Starrartene vipestarr *Carex extensa* (EN) og prikkstarr *C. punctata* (NT) har f.eks. forekomster fra Kragerø og vest til hhv. Kristiansand og Rogaland (Kålås et al. 2010). Flatsivaks *Blysmus compressus* (CR) er kjent fra tre lokaliteter i Aust-Agder, mens spiss-siv *Juncus acutiflorus* (CR) er kjent fra én lokalitet i Vest-Agder. De to sistnevnte artene ble ikke registrert i ARKO-feltarbeidet.

Også små strandengfragmenter er viktige leveområder for rødlisteartene. Nesten halvparten av alle funn av tusengylden ble gjort i små strandengfragmenter  $< 100 \text{ m}^2$ . Østfoldkysten er et svært viktig område for den norske forekomsten av tusengylden. Selv om kortvokste, hevdete strandenger er på retur, ser det ut som om tusengylden klarer seg forholdsvis bra, kanskje nettopp fordi den er i stand til å etablere seg på små strandengfragmenter med annen form for forstyrrelse (Evju et al. 2014).

Mangfoldet av invertebrater på strandenger er svært rikt på tross av mangelen på tresjikt og vedlevende arter som i skog. De rike og varierte plantesamfunnene og den tydelige soneringen over korte distanser, inkludert stor variasjon i ulike miljøfaktorer på lite areal, gjør strandengene unike mht. biologisk mangfold av insekter. Totalt sett ble det påvist tolv rødlistearter (inkl. tre som vil bli vurdert for Rødlista 2015), men i gjennomsnitt hadde hver enkelt lokalitet få rødlistearter (1,2 pr. lokalitet). Dette kan dels forklares gjennom at samplingen av billefaunaen på den enkelte lokalitet er ufullstendig, men gjenspeiler også faktiske forskjeller mellom lokalitetene.

De spesielle miljøforholdene gjør at mange av artene som finnes der er spesialister, enten som rovdyr, dekompositører eller planteetere. En tilbakegang eller forringelse av arealer med strandeng vil kunne påvirke bestandsstatus for en rekke arter negativt. Resultatene fra dette prosjektet er unikt i sitt omfang både på lokalitetsnivå og på geografisk spredning av innsamlingspunkter, og vil danne et svært viktig grunnlag for videre vurdering av bestandssituasjonen for insekter knyttet til strandenger.

For å fange opp mangfoldet av insekter på strandenger er det helt avgjørende å kombinere ulike metodikk. For eksempel ser det ut til at fallfeller sammen med håvprøver gir svært komplementære resultater og er helt nødvendige for å oppnå en tilfredsstillende kartlegging av biller. Bare 17 % av artene som ble dokumentert under feltarbeidet, ble fanget med både fallfeller og håv. Vi ser at begge metoder er egnet til å påvise rødlistearter, men at mer enn dobbelt så mange ble funnet gjennom håvfangst. Dersom andre insektgrupper, som tovinger, veps og nebbmunner skal inkluderes, vil det i tillegg være nødvendig med malaisefeller.

Resultatene våre viser at artssammensetningen varierer mellom nærliggende lokaliteter, og ikke minst regionalt. For å bevare mangfoldet av arter på strandenger er det derfor nødvendig å bevare store, heterogene strandenglokaliteter, og sikre en geografisk fordeling av disse lokalitetene.

## 5 Status og påvirkningsfaktorer

### 5.1 Påvirkninger og inngrep

En rekke faktorer påvirker strandenger og artsmangfoldet der. Disse faktorene kan grovt deles inn i påvirkninger, dvs. forandringer som oftest er reversible (f.eks. beite og slått), og inngrep, dvs. forandringer som oftest er av irreversibel art (f.eks. oppdyrking, utfylling). I dette kapitlet beskrives påvirkningsfaktorer og inngrep som er utbredte trusler mot hotspot-habitatet strandeng, og resultater fra kartleggingen av strandenger i ARKO brukes for å belyse disse truslene.

#### 5.1.1 Gjengroing

Mange strandenger har vært utnyttet til beite i lang tid, og større, beskyttede strandenger i Sør-Norge er betinget av beitebruken, de er semi-naturlige strandenger i NiN 2.0-terminologi. Beite fra husdyr er imidlertid ikke nødvendig for å holde alle typer strandengene åpne. Selv i Sør-Norge finnes små strandenger hvor vegetasjonen holdes lavvokst og åpen til tross for at beiting ikke har vært gjennomført på meget lang tid, kanskje aldri. Dette er gjerne små strandenger som ligger værutsatt til mellom ellers blankskurte svaberg og knauser.

Resultatene fra ARKO-kartleggingen viser at vi i de 85 polygonene > 100 m<sup>2</sup> kan anta at om lag 70 % av polygonene, men så mye som 95 % av arealet, har vært beitet eller slått i tidligere tider (**Tabell 19**). Ved kartlegging var imidlertid kun 42 % av lokalitetene, i underkant av 60 % av arealet, i bruk, først og fremst til beite (34 lokaliteter). Dataene tyder altså på at om lag halvparten av det arealet som tidligere var i hevd, nå er ute av hevd. Det er stor variasjon mellom fylkene. I Vestfold var 90 % av arealet beitet eller slått, mens i Telemark var det bare to små lokaliteter, på Gumøy i Kragerø, som ble beitet, og disse utgjorde bare 2 % av det kartlagte arealet i Telemark (**Tabell 19**). Ettersom Vestfold- og Telemark-lokalitetene ble trukket blant A-lokaliteter i Naturbase, kan ikke disse sies å være representative for strandeng som sådan i disse fylkene. Fordi de subjektivt utvalgte lokalitetene i Østfold og Agder var store strandenger som har vært brukt til beite i lang tid, var estimatet for areal med grunnleggende hevd noe lavere når bare de tilfeldig utvalgte polygonene ble inkludert (**Tabell 19b**).

**Tabell 19.** Antallet og arealet av kartlagte polygoner > 100 m<sup>2</sup> som er skåret med ekstensiv grunnleggende hevd og i aktuell bruk, fordelt på fylker. Tabellen viser også andelen av totalt antall (og areal) av kartlagte polygoner.

	Grunnleggende hevd				I aktuell bruk			
	Antall	Andel	Areal (daa)	Andel	Antall	Andel	Areal (daa)	Andel
Østfold – alle	14	48	93,9	95	10	34	47,8	47
Østfold – tilfeldig	12	44	75,2	93	10	37	45,3	56
Vestfold	11	100	113,9	100	7	64	103,0	91
Telemark	10	83	33,3	99	2	17	0,7	2
Agder – alle	13	65	38,3	85	6	30	16,4	36
Agder - tilfeldig	11	61	13,6	66	5	28	9,4	46
Rogaland	13	100	11,4	100	11	85	7,6	67
<b>Totalt</b>	<b>61</b>	<b>72</b>	<b>290,7</b>	<b>96</b>	<b>37</b>	<b>42</b>	<b>175,5</b>	<b>57</b>

Sau var det vanligste beitedyret (18 polygoner), fulgt av storfe (ti polygoner) og hest (seks polygoner). De to lokalitetene i Telemark ble beitet både av sau, storfe og hest.

Opphør av tradisjonell bruk vil føre til vegetasjonsendringer i mange strandenger. Endringer i vegetasjonen etter opphør av bruk vil være minst i de lavtliggende delene av stranda, der andre faktorer som oversvømming, saltinnhold og drenering har stor effekt på artssammensetningen (Fremstad & Elven 1999). På høyereliggende deler kan derimot gjengroingen gå fort. Langs

kysten av Sør-Norge er gjengroing med takrør og svartor vanlig (**Figur 21**). Takrør kan danne monokulturer over store arealer på tidligere hevdete kortvokste strandenger. Takrøret trives dessuten også i nedre del av strandenga og kan stå med tette matter ut i vannet. Også havsivaks og sjøsivaks er gjengroingsarter som trives i nedre deler av strandenga.



**Figur 21.** Takrør på frammarsj i Vikerkilen, Østfold. Foto: Marianne Evju.

Takrør forekom på 33 av de kartlagte polygonene (39 %), først og fremst på de største lokalitetene. De 33 polygonene med takrør utgjorde 78 % av det kartlagte arealet. Takrør forekom både i polygoner uten og med hevd (hhv. 17 og 16 lokaliteter). Forekomst av takrør er ikke et godt mål på gjengroing i seg selv, fordi polygonene kan være store og varierte og graden av gjengroing kan variere internt i enga. Et mål på mengde eller dekningsgrad av takrør og andre gjengroingsarter på strandenga bør brukes for å vurdere gjengroing.

For å få et mål på vegetasjonsstruktur innenfor et polygon la vi ut 2–6 transekter i de største lokalitetene (totalt 57 polygoner med til sammen 149 transekter). Transektene ble lagt på tvers av vegetasjonssoneringen, og vi målte vegetasjonshøyde og forekomst av gjengroingsarter for hver meter innover.

I polygonene i hevd (beite eller slått) var vegetasjonshøyden i gjennomsnitt om lag 30 cm lavere enn i polygonene uten hevd. Som **Tabell 20** viser, var det imidlertid stor variasjon i vegetasjonshøyde innenfor polygonene (standardavviket er om lag like høyt som gjennomsnittet). Dette skyldes at de store polygonene har stor romlig heterogenitet; områder nær bekeutløp gror for eksempel raskere til med takrør enn mer eksponerte, grunnlendte deler av enga.

Mengden av takrør, målt som forekomst langs transektene, var like stor i hevdete og i uhevdete strandenger totalt (**Tabell 20**), men dette varierte mellom fylker. I Østfold var forekomsten av takrør i transektene mye større i uhevdete enn i hevdete enger, mens i Vestfold og Agder var det motsatt. Dette kan skyldes at beite nylig er gjenopptatt. I Søm-Ruakerkilen ble beite f.eks. satt i gang i 2009 etter at en skjøtselsplan for strandengene ble utformet i 2007 (Svalheim 2007).



Andre tiltak for å fjerne takrør er også testet ut (Svalheim 2011), men dekingen av takrør er fortsatt relativt høy.

**Tabell 20.** Gjennomsnittlig ( $\pm$  standardavvik) vegetasjonshøyde (cm) langs transekter, andel av transektene med forekomst av takrør og gjennomsnittlig antall ( $\pm$  standardavvik) rødlistearter pr. polygon, i uhevdete og hevdete strandengpolygoner > 100 m<sup>2</sup>.

	Antall polygoner		Vegetasjonshøyde (cm)		Andel takrør (%)		Antall rødlistearter	
	Ikke i hevd	I hevd	Ikke i hevd	I hevd	Ikke i hevd	I hevd	Ikke i hevd	I hevd
Østfold	18	11	87,2 $\pm$ 79,0	40,0 $\pm$ 45,8	33	4	1.83 $\pm$ 1.72	1.82 $\pm$ 1.60
Vestfold	4	7	33,4 $\pm$ 28,0	32,2 $\pm$ 34,0	0	21	4.50 $\pm$ 1.91	1.57 $\pm$ 1.40
Telemark	10	2	58,6 $\pm$ 35,3	6,1 $\pm$ 4,5	5	0	1.00 $\pm$ 1.15	2.50 $\pm$ 0.71
Agder	10	4	40,9 $\pm$ 33,9	16,5 $\pm$ 19,0	1	22	0.79 $\pm$ 1.12	0.67 $\pm$ 0.82
Rogaland	2	11	21,8 $\pm$ 7,5	7,0 $\pm$ 3,5	0	0	0.00 $\pm$ 0.00	0.00 $\pm$ 0.00
<b>Totalt</b>	<b>48</b>	<b>37</b>	<b>59,4 <math>\pm</math> 57,7</b>	<b>30,3 <math>\pm</math> 37,3</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>1.50 <math>\pm</math> 1.74</b>	<b>1.08 <math>\pm</math> 1.36</b>

Fordi de rødlistete plantene i stor grad er små, konkurransesvake arter, er de sårbare for gjen-groing, og **Tabell 20** viser en sammenligning av gjennomsnittlig antall rødlistearter pr. lokalitet i hevdete og uhevdete strandenger fordelt på fylke. Tabellen viser at det var små forskjeller i rødlisteartsrikdom mellom uhevdete og hevdete enger (**Tabell 20**), dvs. rødlisteartene kan stå igjen i strandengene etter at hevdene opphører. I Vestfold var det i snitt 4,5 rødlistearter pr. lokalitet i de fire uhevdete lokalitetene, mens det var 1,6 pr. lokalitet i de hevdete lokalitetene. Det er verdt å merke seg at gjennomsnittlig vegetasjonshøyde var lik i beite og ubeite lokaliteter i Vestfold.

Et for høyt beitepress kan føre til endringer på strandenger, i form av tråkkskader og erosjon, nedbeiting av rødlistearter (Svalheim 2011) og forstyrrelser på fuglelivet. På de våtere strandengene vil spesielt et for høyt beitetrykk med storfe ha negativ påvirkning og kan føre til store tråkkskader. Dyreslag har også betydning i det storfe beiter takrør, i motsetning til sau. Storfe beiter også ut i vannet, mens sau foretrekker de tørrere delene. Sau beiter også mer selektivt og velger planter, noe som kan gå ut over populasjoner av sjeldne arter som strandrødtopp.

Vi noterte slitasje på vegetasjonsdekket på grunn av husdyrtrakk på 11 av de 34 beite lokalitetene. Størst tråkkslitasje ble registrert i de lokalitetene som ble beitet av storfe (**Figur 22**), med tråkkskader langs i gjennomsnitt 41 % av transektene (maks 80 %, min 0 %), mens lokalitetene beitet av sau i liten grad hadde tråkkslitasje. Noen av de beite lokalitetene hadde få rødlistearter eller små populasjoner av rødlistearter, på tross av mange rødlistearter på nærliggende lokaliteter. Det kan tyde på at langvarig høyt beitetrykk kan virke utarmende på artssammensetningen, men dette må undersøkes nærmere. Det kan også være at rødlisteartene er vanskeligere å finne på veldig nedbeite lokaliteter (**Figur 23**).

Resultatene våre peker samtidig på at uhevdete strandenger er et viktig levested for mange av de rødlistete strandplantene, og vi så mange rødlistearter og andre interessante arter innimellom takrøret, særlig der mattene ikke var så tette og høyvokste. Når gjenvoksing med takrør og andre graminider har kommet lengre, vil effekten på rødlisteartene uten tvil være mer negativ. Tid siden opphør av beite vil derfor være en sentral faktor for rødlisteartene.



**Figur 22.** Opptråkket og tuete strandengvegetasjon i storfebeitet lokalitet. Nedstrand, Rogaland.  
Foto: Marianne Evju.



**Figur 23.** Små skudd av strandrødtopp *Odontites verna* ssp. *litoralis* (VU) i en kortvokst strandeng beitet av hest og gås. Vestre Ilene, Tønsberg, Vestfold.  
Foto: Marianne Evju

### 5.1.2 Oppdyrking og grøfting

Intensivering innen landbruket har medført, og medfører stadig, uopprettelige inngrep i strandenger i form av oppdyrking, gjødsling, grøfting/drenering og erosjon. De indre, øvre delene i større strandenger er generelt utsatt for oppdyrking. Oppdyrking vurderes normalt som et alvorlig inngrep og fører oftest til forurensning (i form av næringsstoffer, tilførsel av sprøytemidler mm.) på gjenværende deler av strandenga (Fylkesmannen i Telemark 2010).



Gjødsling fra næringstilsig vil påvirke artssammensetningen på strandenga ved å favorisere nitrofile arter. Særlig på brakkvannsstrender vil næringstilsig gi levevilkår for nitrofile arter. Gjødsling med husdyrgjødsel kan i tillegg føre til spredning av kulturplanter inn i strandvegetasjonen. For å utvide beiteperioden til husdyrene kan dyrene i enkelte områder blir tilleggsfôret med rundballer. Dette fører både til økt gjødslingseffekt, samt at det øker faren for spredning av uønskete kulturplanter (Svalheim 2011, Svalheim & Pedersen 2007). I alt 12 av de 85 polygonene (14 %) ble skåret med noen grad av eutrofiering i vårt datasett. Disse lokalitetene lå inntil dyrket mark, gjødslet beitemark, golfbaner eller plener, og var påvirket av avrenning (**Figur 24**). Tidligere tiders oppdyrking og tilrettelegging for landbruksaktivitet vil også ha redusert arealet av strandeng på disse lokalitetene, men det faktiske arealtapet er vanskelig å kvantifisere.



**Figur 24.** Strandengvegetasjon i forkant av gjødslet beite. Kvitsøy, Rogaland. Foto: Marianne Evju.

Grøfter kan være gravd opp for å drenere strandenger, for bedring av beitet eller for framtidig oppdyrking. I noen tilfeller er de gravd ut over stranda for å drenere dyrket mark ovenfor. Drenering fører til tørrere jordsmonn, mindre saltpåvirkning og endring av artssammensetningen (Lundberg & Rydgren 1994b), og legger til rette for invasjon av arter som kveke og takrør. Dreneringskanaler/grøfting ble registrert på 7 lokaliteter (8 %), dels de samme hvor gjødslingspåvirkning ble notert. Grøfter var gravd i forbindelse med tilrettelegging for plen/golfbane (to lokaliteter), dyrkamark (to lokaliteter) og beitemark (tre lokaliteter).

### 5.1.3 Nedbygging og andre arealinngrep

Ulike typer arealinngrep i strandsonen kan påvirke strandenger negativt. Nedbygging, utfylling, utgraving, massedeponering og lignende er destruktive inngrep som oftest er irreversible. Mange strandenger er ødelagt på grunn av nedbygging til bolig eller fritidshus, industriformål, veier og annen samferdsel, kaianlegg, brygger, småbåthavner, moloer og lignende (**Figur 25**). Campingplasser og parkeringsplasser kan også bli anlagt i eller nær inntil strandenger. Det finnes også

eksempler på at strandenger er ødelagt eller forstyrret etter anlegning av flomdemninger. Masseuttak kan forekomme i strandenger. I utbygde områder vil det ofte være igjen små, fragmenterte arealer med strandeng eller strandenger som er sterkt forringet på grunn av utfyllinger og andre inngrep. Diker eller andre former for nedbygging i bakkant av strandengene hindrer mulighet for forflytning av habitatet innover land ved f.eks. havnivåstigning.

Inndemming, f.eks. ved at veier eller jernbane er lagt på fylling over en bukt eller et elveos, og anlegning av moloer hindrer normal utskifting av vannet og endrer sedimentasjonsrater. Slike anlegg kan medføre økt eutrofiering av strandengene og kan øke hastigheten på gjengroingsprosessen. De kan også endre områdetets kvaliteter som sted for næringsøk for fugler.



**Figur 25.** Nedbygging av strandeng og kystlynghei til industriformål på Karmøy, Rogaland. Foto: Marianne Evju.

Det foreligger ikke statistikk som sier noe om omfanget av inngrep i strandenger. Statistisk sentralbyrås statistikk over byggeaktivitet i strandsonen viser imidlertid at det er størst andel bygningspåvirket kystlinje i fylkene Oslo, Akershus, Buskerud og Telemark, hvor henholdsvis 81, 72, 69 og 61 % av kystlinjen ligger < 100 meter fra bygninger (SSB 2008). Samtidig viser statistikken at andelen byggepåvirket kystlinje øker.

Vi har skåret nedbygging og arealinngrep med variabelen "Kulturspor", som også omfatter også inngrep knyttet til tilrettelegging for friluftsliv og tomtestell (se kap. 5.1.4). I til sammen 32 av polygonene > 100 m<sup>2</sup> (38 %) ble arealtap som følge av kulturspor registrert. De to vanligste inngrepene var veier og anlegning av plen, mens landbruksaktiviteter og tilrettelegging for friluftsliv (brygger, båthavner) også forekom nokså ofte (se kap. 5.1.4).

### 5.1.4 Friluftsliv, slitasje, konvertering til plen og tomtestell

Opparbeiding av arealer til friluftsmål, for eksempel leirplasser eller badeplasser, blant annet med anlegg av gressplener, kan ødelegge eller forringe det naturlige miljøet på strandenger. Strandsonen er viktig for friluftsmål, og især i tett befolkete og populære områder i Oslofjordområdet og på Sørlandet kan slitasje og tråkk være betydelig i slitesvake vegetasjonstyper som våte strandenger. Samtidig kan en viss forstyrrelse være gunstig for små og kortlevde arter, som av og til finner egnede voksesteder i stikanter. Motorisert ferdsel gir mer omfattende og varige skader enn tråkk og øker i omfang. Økende ferdsel til sjøs kan i noen tilfeller også være i konflikt med ivaretagelse av viktige strandenger, både ved økt slitasje og i forbindelse med båttopplag. Effekten av slitasje varierer med graden av påvirkning. Noe tråkk fra for eksempel badegjester og turgåere er uten betydning, men etter hvert som slitasjen øker, endres også vegetasjonens sammensetning ved at tråkksvake arter forsvinner til fordel for arter som tåler mye forstyrrelse. Vanligvis avtar også arts mangfoldet. Ved sterk tråkkpåvirkning slites vegetasjonen vekk og man får nakne jordflekker og risiko for jorderosjon. Ferdsel og friluftsliv er mange steder bestemmende for hvor fugler kan hekke og hvor det kan etableres rasteplasser ved flo sjø.

I vår kartlegging observerte vi noe stidannelser i til sammen åtte polygoner, men svært sjeldent slitasje på vegetasjonsdekket. Spor av ferdsel med motoriserte kjøretøyer ble observert i seks polygoner, men i lite omfang. Brygger i eller inntil, eller båttopplag i strandenga, ble observert på 13 lokaliteter og omfattet 8 % av det kartlagte arealet (**Tabell 21**). Omfanget var størst i Rogaland og Østfold, der henholdsvis 26 og 19 % av det kartlagte arealet var påvirket av brygger eller båttopplag.

**Tabell 21.** Antallet og arealet av kartlagte polygoner > 100 m<sup>2</sup> som ligger inntil opparbeidete plener, eller med brygger/båttopplag, fordelt på fylker. Tabellen viser også andelen av totalt antall (og areal) av kartlagte polygoner.

	Brygger, båttopplag				Inntil plen			
	Ant.	%	Areal (daa)	%	Ant.	%	Areal (daa)	%
Østfold	8	28	18,4	19	12	41	20,1	20
Vestfold	0	-	0	0	1	9	1,1	1
Telemark	1	8	0,1	0,3	0	0	0	0
Agder	3	15	1,4	3	2	10	2,1	5
Rogaland	1	8	3,0	26	0	0	0	0
<b>Totalt</b>	<b>13</b>	<b>15</b>	<b>22,9</b>	<b>8</b>	<b>15</b>	<b>23</b>	<b>23,3</b>	<b>8</b>

Et ganske vanlig trekk i Oslofjordområdet og på Sørlandet er opparbeiding av plener og stier langs vannkanten ved at det legges opp en steinkant mot vannet. Dette var spesielt vanlig forekommende i Agder, og mange av rutene som vi ved skrivebordet hadde kategorisert som JA-ruter (høy sannsynlighet for strandeng), hadde slike steinkanter langs plener som vi feiltolket som strandenger. Gjennom steinsetting hindres den naturlige oversvømmelsen, artssammensetningen endres og strandenga blir ikke lenger en strandeng.

Plenklipp reduserer plantenes mulighet til blomstring og reproduksjon og vil også være negativt da biomasse blir skåret vekk gjennom hele vekstsesongen. Arter som tåler sterk og hyppig klipping, som enkelte grasarter, vil bli favorisert. På den annen side holder plenklipp strandengene kortvokste, og dette kan være en fordel for enkelte rødlistearter som blomstrer seint. Blant annet er dverggylden observert slike steder (**Figur 26**). I vårt datasett var det 15 lokaliteter, som omfattet 8 % av det kartlagte arealet, som lå inntil opparbeidete plener eller ble dels plenslått selv (**Tabell 21**). I Østfold var dette spesielt vanlig – her var 41 % av lokalitetene (20 % av arealet) påvirket av "plenifisering". Resultatene tyder på at spesielt små enger er utsatt for denne typen påvirkning. En annen, mindre vanlig påvirkning i vårt datasett var kunstig anlagte sandstrender (**Figur 27**). Slike inngrep kan redusere arealet av strandenger betraktelig lokalt.





**Figur 26.** Plenslått strandeng i Botnekilen, Hvaler (Østfold). Her vokste dverggylde *Centaurium pulchellum* (VU). Foto: Marianne Evju.



**Figur 27.** Kunstig sandstrand anlagt i strandeng i Dusebukta, Sarpsborg (Østfold). Foto: Marianne Evju.



### 5.1.5 Forurensing, oljesøl og forsøpling

Strendene er svært utsatt for oljeforurensning. For planter er oljesølet ikke direkte giftig, men skaper problemet fordi assimilerende vev tildekkes, og spalteåpningene blir tettet slik at gassutveksling til det assimilerende vevet blir redusert. Planter kan "vokse seg ut av problemet" (jf. **Figur 28**). Allerede få år etter at strender har blitt tilgriset, framtrer de i overraskende god forfatning, og det kan være flere langsiktige spor etter arbeidet med sanering av forurensningen enn av forurensningen selv. Undersøkelser foretatt i Mexicogolfen tyder imidlertid på at diversiteten av mikroorganismene i jorda endres kraftig ved oljesøl (Kostka et al. 2013). I vårt datasett ble to lokaliteter skåret med svake spor av oljesøl; Ytre Kalstadkilen i Kragerø (Telemark) og Hamnevollneset i Arendal (Aust-Agder). I Nevlungstranda, der det var oljesøl etter Full City-havariet i 2009, observerte vi ingen spor etter olje under feltarbeidet i 2012.

Strandsonen vil nødvendigvis være utsatt for alle former for forurensning av havet. Forsøpling i strandsonen er også et velkjent problem, og søppel drevet i land ble registrert på 16 lokaliteter (19 %).



**Figur 28.** Krypvein *Agrostis stolonifera* i den tilsølte delen av Nevlungsstranda, Larvik kommune 2/9-2009, etter Full City-forliset 31/7 samme år. Plantene er nylig klippet ned, men de har allerede nye skudd og blader som er frie for oljesøl. Foto: Per A. Aarrestad.

### 5.1.6 Fremmede arter

Områder i lavlandet med næringsrik og fuktig jord, samt lysåpne, varme steder med konkurransesvake arter, er særlig utsatt for invasjon av fremmede arter (Gederaas et al. 2012), og en rekke introduserte arter observeres på havstrand hvert år (f.eks. Pedersen 2009). En viktig årsak er havets effektivitet som spredningsagent. Tomat, solsikke og hvete er eksempler på arter som

svært ofte finnes på strender, men ganske sikkert bare på grunn av stort diasporetrykk, ikke fordi disse artene er i stand til å ha levedyktige populasjoner i Norge. Den andre viktige årsaken til at mange introduserte arter forekommer på havstrand, er de betydelige økologiske forstyrrelsene som havet bidrar til. Likevel synes det som om strandeng og strandsump har større evne til å unngå invaderende plantearter enn mer åpne stein- og grusstrenger. Sannsynligvis er de mat-dannende dominerende artene relativt konkurransesterke også i forhold til nykommere i økosystemet.

Fremmede arter ble i liten grad observert i vår kartlegging. I alt gjorde vi 28 funn av sju svartelistete arter (**Tabell 22**). Kun én lokalitet ble kategorisert som med sterkt fremmedartsinnslag, dette var en påvirket lokalitet i Kragerø (Ytre Kalstadkilen, **Figur 29**).

**Tabell 22.** Svartelistete karplanter i kartlagte polygoner i ARKO med risiko (Gederaas et al. 2012), fordelt fylke. SE = svært høy risiko, HI = høy risiko, PH = potensielt høy risiko.

Latinsk navn	Norsk navn	Risiko	Øs	Ve	Te	AA	VA	Ro	Tot
<i>Amelanchier spicata</i>	Blåhegg	SE					1		1
<i>Glyceria maxima</i>	Kjempesøtgras	HI		1					1
<i>Impatiens glandulifera</i>	Kjempespringfrø	SE		1					1
<i>Melolitus altissimus</i>	Strandsteinkløver	HI	5						5
<i>Reynoutria japonica</i>	Parkslirekne	SE					1		1
<i>Rosa rugosa</i>	Rynkerose	SE	6	3	3	2	1	3	18
<i>Salix viminalis</i>	Kurvpil	PH						1	1
<b>Totalt</b>			<b>11</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>28</b>

Rynkerose *Rosa rugosa* (SE) ble registrert på flest lokaliteter (**Tabell 22**). Arten spres med havstrømmer som frakter deler av skudd- og rotsystemet over lange distanser, i tillegg til at den spres med frø og stedvis er plantet ut. Rynkerose vokser raskt og kan på få år få store bestander som fortrenger hjemlige arter og endrer vegetasjonsstrukturen i habitatene den invaderer (Fremstad 2012).



**Figur 29.** Ytre Kalstadkilen, Kragerø (Telemark), med rynkerose *Rosa rugosa* i et tett belte i bakkant av strandenga. Foto: Marianne Evju.



### 5.1.7 Klimaendringer og havnivåstigninger

Økt havnivå, endret bølgeaktivitet og stormfrekvens vil påvirke de geomorfologiske prosessene som skaper naturtypene knyttet til kysten. Klimaendringer er forventet å endre aktive prosesser, som erosjon og sedimentasjon (Prosser et al. 2010). Økt frekvens av ekstremvær vil føre til økt forstyrrelse i fjæresonen. En må anta at dette vil ha størst betydning for mer eksponerte strender hvor strandenger oftest mangler. For vegetasjonen og bentisk fauna i fjæresonen er det heller ikke opplagt at denne effekten er negativ.

Klimamodeller anslår at havnivået vil stige betydelig i dette århundret (IPCC 2007), og prosjeksjoner viser at havnivået i Norge i løpet av det 21. århundret kan stige med rundt 70 cm langs Sør- og Vestlandet ([Klima i Norge 2100](#) - Rapport til Klimatilpasningsutvalget). Effektene av havnivåstigning på strandenger vil først og fremst være avhengig av om naturtypen kan tilpasse seg til et nytt havnivå. I hvilken grad en slik justering vil skje, vil bestemmes av forløpet og hastigheten endringene inntreffer med og tilstanden til områdene bakenfor stranda (m.a.o. muligheten til å skape nye habitater). Hvis de indre arealene er dyrket opp eller utnyttet til andre formål, vil man kunne forvente at det totale arealet av strandeng vil gå tilbake med økt havnivå.

Effekten av en temperaturøkning er vanskelig å forutsi i detalj, men generelt må en anta at økt sommertemperatur og/eller økt vekstsesonglengde vil gi særlige arter mulighet for å utvide sitt utbredelsesområde nordover, og isolert sett kan dette neppe sies å være en trussel mot artene og naturtypeutformingene i boreonemoral sone.

## 5.2 Oppsummering

Arealinngrep, som nedbygging, oppdyrking og tilrettelegging, har gjort at mange lokaliteter av strandeng langs kysten fra Østfold til Rogaland allerede er tapt, eller at gjenværende areal er betydelig redusert. For å kvantifisere omfanget av dette arealtapet må historiske data, som kart og flybilder, tas i bruk.

På gjenværende arealer av strandenger er opphør av beite en reell trussel. Vårt tilfeldige utvalg av polygoner viser at nær 90 % av det nåværende arealet av strandenger i tidligere tider mest sannsynlig ble brukt til beite. Bare litt over halvparten av dette arealet har nå en form for hevd. Gjengroing etter opphør av hevd, med høyvokste graminider og på lang sikt svartor, vil over tid føre til reduksjon av arealet av kortvokste strandenger, og økt fragmentering av leveområdene for artene som er knyttet til de kortvokste engene. Resultatene våre viser imidlertid at uhevdede strandenger også er viktige leveområder for rødlisteartene. I glisne takrørmatter kan rødlisteartene gjerne forekomme innimellom. Restaurering av gjenvokste eng, f.eks. ved rydding av takrør og oppstart av beite, vil kunne øke arealet av kortvokste strandenger og tilrettelegge for rødlistete karplanter (f.eks. Svalheim 2011).

Vi mangler imidlertid kunnskap om hvor fort endringene i artssammensetning skjer etter opphør av beite, hvor lenge rødlisteartene står igjen i eng som ikke lenger er i hevd, og i hvor stor grad restaurering bidrar til å øke levedyktigheten til populasjonene av disse artene. Vi mangler også kunnskap om i hvilken grad de sjeldne artene greier å spre seg og reetableres fra omkringliggende lokaliteter, dersom de er gått helt ut fra lokalitetene som restaureres. I Sverige og Tyskland er det anslått at kortvokst vegetasjon med fjæresaltgras vil utvikles til høyvokst rødsvingeleng i løpet av en 10-årsperiode når beite opphører (Johansson et al. 1986, Schröder et al. 2002). Takrør ekspanderer raskt, spesielt i brakkvannspåvirkete strandenger, når beite opphører eller reduseres. Også pollsivaks og havsivaks kan kolonisere brakkvannsenger og føre til økt utbredelse av strandsumper på bekostning av annen strandvegetasjon. Samtidig kan høyt beitetrykk over lang tid kan gi til en mer homogen vegetasjon, med dominans av enkeltarter (Berg et al. 1997, Kiehl et al. 1996, Kleyer et al. 2003).

Vi mangler også kunnskap om betydningen av beitetrykk, beitetidspunkt og ulike dyreslag for artsmangfoldet av både karplanter og invertebrater på strandengene. Det er vist at husdyrbeite kan føre til redusert tetthet av invertebrater som lever av detritus (nedbrytere) og av predatorene deres, gjennom at beitet reduserer produksjonen av strø (Andresen et al. 1990). Hardt beitetrykk, som ødelegger plantedekket i nedre strandeng, kan føre til redusert artsriktighet av planteetende insekter. Imidlertid vil opphør av beite føre til tap av karakteristiske invertebratsamfunn knyttet til typiske saltenger (Andresen et al. 1990). Studier i England viser også at artsmangfold av edderkopper i strandenger er knyttet til variasjon i vegetasjonen (Petillon & Garbutt 2008), og både et for høyt og et for lavt beitetrykk kan ventes å gi mer homogen vegetasjon.

Andre forstyrrelsesfaktorer, som stier, iserosjon og gåsebeite, kan bidra til å opprettholde kortvokst vegetasjon. Gåsebeite er imidlertid ofte betinget av husdyrbeite, som holder vegetasjonen kortvokst og proteinrik (Olf et al. 1997). Husdyr, som kyr, fjerner store, mindre næringsrike arter og åpner vegetasjonsdekket, og tilrettelegger for beite på næringsrike arter og plantedeler, f.eks. underjordiske knoller av havsivaks og pollsivaks (Pehrsson 1988). Studier i Tyskland viste at når husdyrbeitet opphørte på strandengene, forflyttet gjessene seg til andre, beite eng (Schröder et al. 2002).

Gjødsling og avrenning fra dyrket mark utarmer artsmangfoldet på strandengene. I tillegg ser vi at påvirkninger fra hyttebebyggelse og friluftsliv er en viktig trussel mot gjenværende småarealer av strandenger. "Plenifisering", dvs. tilrettelegging av strandengene som plen, med oppbygging av steinkanter mot sjøen og hyppig plenklipp, båttopplag og brygger reduserer både arealet av og tilstanden i disse småarealene. Resultatene våre viser at disse smålokalitetene er viktige leveområder for rødlistearter, spesielt i Østfold.

De ulike påvirkningene og inngrepene som påvirker strendene og deres økologiske tilstand, fører til en økt fragmentering av hotspot-habitatet. Med økende avstand mellom egnede habitat vil havspredte arter lett få problemer, rett og slett fordi diasporekonsentrasjonen blir for liten. Fuglespredte arter (og tilfeldighetsspredning med fugl) reduserer fragmenteringseffekten noe hvis fuglene aktivt søker etter tilsvarende naturtyper i sitt bevegelsesmønster. Frøbank eller hvilestadier vil også redusere effekten av fragmentering. Mer kunnskap om fragmenteringseffekter på artsmangfoldet i strandenger, og spesielt for rødlisteartene der, er nødvendig.



## 6 Forslag til overvåking av hotspot-habitatet strandeng

For å lage et solid overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet strandenger må en rekke punkter være avklart (**Boks 1**) og en rekke parametere kjent. Vi har brukt data innsamlet i arbeidet med dokumentasjon av hotspot-habitatet og artene der som grunnlag for å vurdere utvalgsmetoder, relevante overvåkingsindikatorer og registrering av disse indikatorene. Beskrivelsene følger i stor grad forslag til overvåkingsopplegg for åpen grunnlendt kalkmark (Bakkestuen et al. 2014) og kulturmarkseng (Bratli et al. 2014) utviklet i ARKO.

### Boks 1. Elementer i et overvåkingsopplegg

Følgende punkter må avklares ved overvåking.

- 1) Hva er målene for overvåkingen?
- 2) Hva er definisjonsområdet?
- 3) Hvordan velge overvåkingslokaliteter mest mulig representativt innenfor definisjonsområdet?
  - a) sikre best mulig nøyaktighet (forventningsrette estimater)
  - b) dekke intern heterogenitet (stratifisering)
- 4) Hvilke overvåkingsindikatorer skal registreres?
- 5) Hva slags design for datainnsamling pr. overvåkingslokalitet?
  - a) antall prøveflater/transekter
  - b) fordeling av prøveflater: dekke intern heterogenitet
- 6) Hva slags registreringsmetoder (feltprotokoll) for indikatorvariablene?
- 7) Hva slags analysemetoder for å få fram robuste og presise estimater?
- 8) Hvor mye vil det koste/hvor mye tidsbruk vil det være pr. overvåkingslokalitet?

Det finnes i dag ingen nasjonal overvåking av strandenger. I Sverige inngår strandenger i prosjektet MOTH (*Demonstration of an integrated North-European system for monitoring terrestrial habitats*), som leverer data til Sveriges rapportering til EU på art- og habitatdirektivet. MOTH-prosjektet er utviklet som en inventering i to steg (fjernanalyse og feltinventering) for å gi arealrepresentative estimater for bevaringsstatus for sjeldent forekommende naturtyper (Gardfjell 2014).

For strendene skjer inventeringen i to trinn (Hedenås et al. 2013). 1) Et utvalg på 250 5 × 5 km-ruter, jevnt fordelt langs Sveriges kyst, er inkludert. En femtedel av rutene inventeres hvert år. Over hver prøveflate legges et nett av sekskantete polygoner (hver side ca. 100 m). Der en polygonlinje krysser strandlinjen, gjør flybildetolkeren en vurdering av om stranden består av klipper, stein/grus, sand, vegetasjonsdekke eller bebyggelse. En tolkningsrute legges vinkelrett fra strandlinjen innover land og en inndeling gjøres i undertyper (forekomst av takrør, sanddyner, landhevingsskog, høye klipper eller om stranden forekommer på en treløs øy). 2) Fra hver tolkningsklasse velges et antall punkter tilfeldig ut for feltundersøkelser. Felldata samles inn i et ti meter bredt transekt som plasseres fra middelvannstand og inn til landsiden. Naturtypene klassifiseres og en mengde tilstandsvariabler skåres, som arealbruk, karplanter og driftmateriale. Metoden gir arealrepresentative estimater for areal og tilstand for naturtypen strandenger og kan

brukes til å overvåke endringer over tid. For vanlig forekommende arter i strandengene gir metoden gode estimater for forekomster og utbredelse, mens for sjeldne arter er det vanskelig å trekke slutninger basert på denne metoden (Gardfjell 2014).

I Norge har Lundberg (2013) gjennomført en utredning om overvåking av havstrandsnatur i verneområder. Fokus i utredningen er lokal overvåking av tilstandsindikatorer knyttet til bevaringsmål for det enkelte verneområdet. Et sett med relevante overvåkingsindikatorer (tilstandsvariabler) er beskrevet (Lundberg 2013), jf. **Tabell 23**.

**Tabell 23.** Tilstandsvariabler relevante for overvåking av havstrandsnatur i verneområder. Etter Lundberg (2013).

Tilstandsvariabel	Registreringsmetoder
areal av naturtypen	Gå opp grensene for naturtypen med GPS i felt eller ved flybildeinterpretasjon.
aktuell bruksform	Notere aktuelle bruksformer og endringer i driftsform.
aktuell bruksintensitet	Innhente informasjon om bruk.
gjengroingstilstand	Faste vegetasjonsruter hvor alle arter registreres med dekning. Registrering av vegetasjonshøyde, sjiktning osv. Strukturert befarings (gjengroing med busker og kratt). Refotografering av samme bildeutsnitt.
slitasje og slitasjebetinget erosjon	Registrere/kartlegge arealet av slitasjepregete områder. Transektanalyse – overvåking av linjeslitasje (stier). Faste vegetasjonsruter i slitasjefelt.
fremmedartsinnslag	Forekomst-fravær Ruteanalyser Strukturert befarings
problemarter	Forekomst-fravær Ruteanalyser Strukturert befarings
regionalt viktige arter	Ruteanalyser Strukturert befarings
fysiske inngrep	Areal Fotodokumentasjon
drenering	Registrering av bekkelukking, dreneringskanaler, plassering og lengde på drenerør eller andre inngrep. Ruteanalyser.
klimaendring	Registrering av arter som er følsomme for klimaendring. Punktfesting og mengdeangivelse.
sonering	Bredde og lengde på sonene, gjennomsnittlig høyde på felt-sjiktet i hver sone. Transektanalyse.
vegetasjonssammensetning	Faste vegetasjonsruter hvor alle arter registreres med dekning. Registrering av vegetasjonshøyde og sjiktning.

Forslaget til overvåking gjelder for enkeltområder, og hvilke tilstandsvariabler som er relevante å overvåke, vil derfor variere mellom områder, avhengig av områdets naturkvaliteter og bevaringsmål.

Tre hovedmetoder for innsamling av overvåkingsdata anbefales, ruteanalyser, transektanalyser og strukturert befarings.

Ruteanalyser av permanent merkete vegetasjonsruter anbefales som metode for å overvåke en rekke tilstandsvariabler, som vegetasjonssammensetning, enkeltarter (regionalt viktige, fremmede, problemarter) og gjengroing. Rutene kan legges ut som deler av transekter, etter et på forhånd fastlagt rutenett eller på subjektivt utvalgte områder innenfor overvåkingsområdet. Ruter på mellom 15 × 15 cm og 1 × 1 m anbefales, og det anbefales minimum 50 ruter på en overvåkingslokalitet. Rutene bør legges langs transekter der det er gradvise endringer i vegetasjonssammensetning fra sjøsiden og innover mot land.

Transektanalyser kan brukes til å overvåke endringer i sonering (bredde av ulike utforminger), vegetasjonsstruktur og vegetasjonsendringer. Ett til tre transekter legges på tvers av sone-ringene fra ytre, sjønære deler av stranda til indre, høyereliggende deler. Start- og sluttpunktene merkes permanent, slik at den samme strekningen inventeres hver gang. Langs transektet analyseres vegetasjonen enten kontinuerlig eller med et gitt intervall (f.eks. én rute pr. 10–15 cm høydeforskjell langs transektet), med forekomst og mengde av enkeltarter, vegetasjonshøyde og sjiktning. En enklere variant er å måle bredde og høyde på hver av vegetasjonstypene som inngår i soneringen, med angivelse av dominerende arter.

Strukturert befarings kan brukes for å overvåke populasjoner av enkeltarter (jf. over), gjengroing og slitasje, sonering og endring i vegetasjonssammensetning. Registrering skjer enten ved areal-avgrensning av sammenhengende bestander, punktfasting av enkeltindiver eller enkel analyse av vegetasjonssammensetningen. Ved strukturert befarings legger man på forhånd opp en W-formet rute der det gjøres målinger ved 10–15 faste stopp. Ved stoppene gjøres det standardiserte registreringer i en 4 m<sup>2</sup> analyserute. Dekningsgrad registreres etter en firegradig skala, og høyden på feltsjiktet måles. I tillegg registreres forvaltningsrelevante arter, utbredelse av gjengroing og slitasje, samt sonering.

En overvåking av enkeltområder som skissert her, vil bidra til å gi kunnskap om tilstand og endringer, inkludert effekt av iverksatte tiltak, for naturtypen og artene der i det enkelte området.

## **6.1 Formål med overvåking av hotspot-habitatet sørlige strandenger**

Å avklare formålet med overvåkingen er sentralt, fordi ulike overvåkingsformål vil kreve ulike strategier for datainnsamling (Halvorsen 2011).

Det overordnede formålet med overvåking av strandenger er å få oversikt over status og tidsutvikling for antall forekomster, areal og økologisk tilstand til forekomstene av sørlige strandenger. Formålet med overvåkingen er også å få oversikt over status og tidsutvikling for karplanter knyttet til hotspot-habitatet, dvs. habitatspesifikke karplanter, med hovedvekt på rødlisteartene.

Overvåking av invertebrater foreslås gjennomføres som en egen modul i et utvalg, geografisk spredte overvåkingslokaliteter, se kap. 6.8.

## **6.2 Avgrensning av definisjonsområdet for overvåking**

Definisjonsområdet er det geografiske området som overvåkingsresultatene skal gjelde for (Framstad 2013). Vi har i denne rapporten definert hotspot-habitatet til å omfatte strandenger langs kysten fra Østfold i øst til Rogaland i vest. Definisjonsområdet for overvåking omfatter da kystlinjen inkludert øyer langs denne strekningen.

## **6.3 Utvalg og avgrensning av overvåkingslokaliteter**

### **6.3.1 Hvordan velge ut overvåkingslokaliteter**

Hvordan overvåkingslokaliteter velges ut har betydning for hvorvidt resultatene fra overvåkingen kan generaliseres til hele definisjonsområdet eller om de kun representerer de overvåkede objektene. Den egenskapen som er av størst betydning for valg av metode, er hvor hyppig hotspot-habitatet forekommer innenfor definisjonsområdet. Naturtypens prevalens er et uttrykk for hvor hyppig naturtypen faktisk forekommer i alle mulige observasjonsheter. Halvorsen (2011) antyder at for tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet går det en nedre

grense for prevalens ved 0,02-0,1, dvs. at habitatet er til stede i 2–10 % av alle mulige observasjonssteder.

Vi har i kartleggingen av strandenger benyttet et rutenett av 250 × 250 m utstrekning til å definere lokaliteter for utvalg. Gjennomsnittsstørrelsen for forekomster av strandeng er 1940 m<sup>2</sup>, og den største forekomsten som er registrert, er nesten 25 000 m<sup>2</sup>, dvs. mye mindre enn arealet av en 250 × 250 m-rute (62 500 m<sup>2</sup>). Hvis overvåkingslokalitetene er små, vil imidlertid prevalensen for naturtypen avta (Framstad 2013). Hvis overvåkingslokalitetene er for store, vil feltinnsatsen som kreves for å oppdage naturtypen innenfor lokaliteten øke. En avveining må derfor gjøres mellom å sikre oppdagbarhet av naturtypen med en rimelig feltinnsats og å sikre høy nok prevalens av naturtypen. Erfaringene i ARKO tilsier at 250 × 250 m-ruter er en hensiktsmessig størrelse for overvåkingslokaliteten. Kartleggingsarbeidet har gitt et anslag for prevalensen av strandeng innenfor definisjonsområdet på mellom 6 % i Agder og opp mot 30 % i Østfold (**Tabell 12**). Tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet vil sikre arealrepresentative estimater av indikatorene i overvåkingen, se kap. 6.7.

### 6.3.2 Avgrensing av hotspot-habitatet i overvåkingslokalitetene

Overvåkingslokaliteter (ruter) som er valgt ut, analyseres før feltarbeidet ved hjelp av topografiske kart, ortofoto, Naturbase og Artskart (jf. kap. 4.1). Overvåkingslokaliteter som sikkert ikke inneholder strandeng basert på denne analysen, sorteres først ut. De resterende skal oppsøkes i felt.

I hver overvåkingslokalitet på 250 × 250 m avgrenses strandeng. Hele polygonet avgrenses selv om det strekker seg utenfor overvåkingslokaliteten. Hvert enkelt polygon avgrenses i felt med GPS, men med støtte i manuskart som består av flybilder, høydekoter og rutenett i UTM-systemet.

Minsteareal settes til 100 m<sup>2</sup>. Områder som henger mer eller mindre sammen, kun skilt med smale soner av andre naturtyper, avgrenses som ett polygon når minsteavstanden er mindre enn 10 m. Ved avgrensing mot skog settes minsteavstand mellom trær til 5 m (fra stammebasis).

Arealendring er en viktig indikator for utviklingen til hotspot-habitatet. Siden all variasjon i naturen er gradvis, vil det ikke være mulig å finne fram til eksakte kriterier for avgrensing av strandeng mot andre naturtyper. Kartleggingsveileder for Natur i Norge (Bryn & Halvorsen 2015) vil være retningsgivende for avgrensing av strandeng i felt. Ved gjentak i påfølgende omdrev er det viktig å ha med seg avgrensningene av polygonene i manuskart for i størst mulig grad å sikre at endringen i areal som noteres, skyldes faktiske endringer og ikke at avgrensingen mot andre naturtyper vurderes annerledes.

## 6.4 Valg av overvåkingsindikatorer

Flere kriterier må være oppfylt ved valg av overvåkingsindikatorer. De indikatorvariablene som inngår i et overvåkingsopplegg, må være representative for det fenomenet vi er interessert i. De må også være følsomme for endringer, være operasjonelle og effektive å måle/observere i felt (Halvorsen 2011).

Det overordnede formålet med overvåkingen er å få en oversikt over status og utvikling over tid for antall, areal og økologisk tilstand for hotspot strandeng og de artene som har sterk tilknytning til habitatet innenfor definisjonsområdet (habitat spesifikk art). Indikatorene skal derfor omfatte hotspot-habitatets mengde og tilstand, artenes forekomst og mengde, samt viktige tilstandsvariabler og påvirkningsfaktorer. Indikatorene baseres på registreringer i felt samt beregninger basert på digitaliserte kartpolygoner.

### *Antall og areal av hotspot-habitatet*

Hel eller delvis nedbygging, samt gjengroing til andre naturtyper, utgjør en viktig trussel mot hotspot-habitatet strandeng. Antall og areal av hotspot-habitatet er viktige indikatorer for habitatets og habitatspesialistenes utvikling. Begge beregnes fra digitaliserte polygoner av strandeng.

1. Antall polygoner av strandeng pr. overvåkingslokalitet
2. Areal av strandeng pr. overvåkingslokalitet

Ved fragmentering kan antallet polygoner øke, og antallet og arealet av polygonene vil derfor også vurderes samlet.

### *Tilstandsindikatorer*

Tilstandsindikatorer er viktige for å følge utviklingen til hotspot-habitatet over tid. Som beskrevet i kap. 5, utgjør de viktigste påvirkningsfaktorene for strandeng gjengroing etter opphør av beite, oppdyrking og grøfting, slitasje fra friluftsliv, tomtestell, fremmede arter (se artsindikatorer) og forurensning. Indikatorvariablene under vil fange opp endringer i disse påvirkningsfaktorene.

1. Hevdregime
2. Hevdintensitet (beitetrykk, dyreslag mv.)
3. Gjengroingstilstand (vegetasjonssammensetning og -struktur)
4. Eutrofiering
5. Grøfting
6. Forurensning og menneskelige spor/installasjoner/gjenstander beskrives

### *Artsindikatorer*

Overvåkingen bør omfatte arter med sterk tilknytning til hotspot-habitatet strandeng, da endringer i artsmangfoldet av disse artene vil være en indikator for endringer i forekomstenes tilstand. Karplanter anses som den mest hensiktsmessige artsgruppen å inkludere i overvåkingen, ettersom karplanter har høy oppdagbarhet, og feltinnsatsen som kreves for gode registreringer av denne artsgruppen, er betydelig lavere enn for invertebrater. Gjennom artsindikatorene vil vi fange opp trender for artsgrupper (karplanter som sådan, rødlistete karplanter) og for enkeltarter. For enkeltarter med svært lav forekomst i datasettet vil imidlertid en slik arealrepresentativ overvåking ikke være tilstrekkelig for å fange opp trender i utviklingen.

Fremmede arter kan utgjøre en negativ påvirkning på artsmangfoldet i strandenger. Alle fremmede arter som forekommer, bør derfor noteres og mengde angis.

Basert på artslister med mengdeangivelse for karplanter kan det beregnes flere indekser som gir informasjon om økologisk tilstand i hotspot-habitatet. Indekser beregnes for hvert polygon, som grunnlag for snittverdi pr. overvåkingslokalitet, dersom flere polygoner inngår i lokaliteten.

Artsindikatorene bør omfatte artslister over alle karplanter og deres rødlistestatus. Ettersom Rødlista for arter revideres med jevne mellomrom, anbefaler vi å inkludere alle arter i artsindikatorene.

1. Karplanter (artsutvalg, antall, mengde)
2. Rødlistete karplanter (artsutvalg, antall, mengde)
3. Fremmede karplanter (artsutvalg, antall, mengde)

### *Grunnleggende økologiske forhold*

Økologiske forhold kan bidra til å forklare variasjon i artssammensetning og forekomst av rødlistearter i strandeng. Slike lokalitetsegenskaper bør registreres ved første gangs kartlegging. Variablene og dere trinninndeling er beskrevet i kapittel 2.1.2. Trinndeling i NiN 2.0 legges til grunn.

1. Tørrleggingsvarighet

2. Marin salinitet
3. Dominerende kornstørrelse

## 6.5 Design for datainnsamling på en overvåkingslokalitet

Data må samles inn på en slik måte at man sikrer utsagnskraftige resultater, og her skisseres to alternative tilnærminger.

Å registrere én verdi for hver indikatorvariabel på hver lokalitet, eller for hvert polygon av habitatet innenfor en overvåkingslokalitet, er den enkleste tilnærmingen. En slik tilnærming gjør det bare mulig å vise endringer for hele populasjonen av overvåkingslokaliteter under ett, men gir ikke utsagnskraft om endringer for den enkelte overvåkingslokalitet. Denne tilnærmingen er egnet for noen av indikatorvariablene, som forekomst av dreneringskanaler og andre menneskelige installasjoner, hevdregime og hevdintensitet.

Gjentak, f.eks. i form av prøveflater eller transekter, på en overvåkingslokalitet sikrer muligheten til å lage estimater med variabilitet for indikatorvariabelen på den enkelte lokalitet og gjør det mulig å sikre at lokal variasjon innenfor en overvåkingslokalitet er dekket. Prøveflater langs transekter som følger soneringen fra sjø til land sikrer at variasjonen knyttet til denne soneringen fanges opp (jf. Lundberg 2013). En slik tilnærming gjør det også mulig å avdekke endringer i tilstand for den enkelte overvåkingslokalitet over tid, og er egnet for indikatorvariablene knyttet til beitetrykk og slitasje, gjengroingstilstand, artssammensetning, forekomst av fremmede arter og rødlistearter.

Vi foreslår derfor å registrere indikatorverdier i punkter langs et utvalg tilfeldig valgte transekter i hvert polygon innenfor overvåkingslokalitetene. For hvert punkt registreres indikatorvariabler og samtlige karplanter (med mengdeangivelse) i en analyserute på 0,5 × 0,5 m. Permanent merking av transektenes start- og slutt punkt samt av analyserutenes plassering bør gjennomføres i en overvåking. Antall transekter og antall analyseruter pr. transekt bør veies mot lokalitetens areal. Avstanden mellom to transekter bør være minimum 10 m, og avstanden mellom analyserutene i transektet bør være 5 m.

Rødlisteartene forekommer ofte med lav frekvens innen et polygon, og tilfeldig valgte punkter vil ikke fange opp lavfrekvente arter. Systematisk søk gjennom hele lokaliteten er derfor nødvendig for å registrere rødlistearter med mengde. Dette kombineres med registrering av totalartslistene for karplantene.

Feltprosedyre på lokaliteten blir da som følger:

1. Avgrense areal basert på ortofoto og vurderinger i felt
2. Legge ut transekter og analyseruter langs transektene
3. Punktanalyser av vegetasjon og indikatorvariabler
4. Inventere lokaliteten med full artsliste av karplanter og detaljert registrering av rødlistearter. Registrere indikatorverdier på lokalitetsnivå.

## 6.6 Metoder for registrering av indikatorvariablene

Hevdforn, dyreslag, forekomst av dreneringskanaler og andre menneskelige spor/installasjoner registreres for hvert polygon.

Hvert punkt analyseres med en analyseramme (0,5 × 0,5 m). Ruten blir delt inn i 16 småruter. Alle karplanter registreres i hver smårute, slik at mengde av hver art kan beregnes som andel småruter pr. rute med forekomst. I tillegg registreres vegetasjonens høyde i fem punkter i analyserammen, og dyretrakk, beitespor og annen slitasje noteres.

Karplantearter krysses av på standardiserte sjekklister. Hvert polygon gjennomføres systematisk, slik at all observerbar variasjon i vegetasjon og økologiske forhold blir undersøkt. Alle rødlistearter som påtreffes, posisjoneres nøyaktig ved hjelp av håndholdt GPS, og mengde i hvert punkt anslås. Registreringene standardiseres ved bruk av 10 meter som minsteavstand mellom hvert punkt. Antall av hvert skudd telles opp til 50, deretter angis mellom 50 og 100, og mer enn 100. Skudd telles kun for arter der dette er rimelig distinkte enheter. For klondannende arter og andre arter der det er vanskelig å angi antall skudd, anslås areal. For arter som opptrer i stor mengde over hele eller større deler av polygonet, gis et anslag for areal, antall og fordeling i polygonet.

Start- og slutt punkt for transekter og punkter for registrering av vegetasjon og tilstandsvariabler posisjoneres nøyaktig ved hjelp av GPS og merkes permanent. Ved bruk av Statens kartverks posisjonstjeneste DPOS eller CPOS kan posisjon bestemmes til bedre enn henholdsvis 5 dm eller 5 cm nøyaktighet

(<http://www.statkart.no/Posisjonstjenester/CPOS/>).

Fotografier tas fra hver overvåkingslokalitet, og ulike retninger og tilstander skal fanges opp. Kamera med innebygd GPS benyttes, eventuelt noteres GPS-posisjon for hvert bilde separat. I tillegg noteres fotoretning, samt kommentarer om tilstand/bildemotiv.

## 6.7 Overvåkingsfrekvens og antall overvåkingslokaliteter

På samme måte som for hotspot-habitatene hule eiker (Sverdrup-Thygeson et al. 2013), åpen grunnlendt kalkmark (Bakkestuen et al. 2014) og kulturmarkseng (Bratli et al. 2014) har vi beregnet ønskete utvalgsstørrelser for utvalgte indikatorvariabler for overvåking av strandeng, med funksjonen `power.t.test` i R. Dette kapitlet bygger i stor grad på tekst og resonnering i de tre overnevnte rapportene. Datagrunnlaget er avgrensede polygoner  $> 100 \text{ m}^2$  i de tilfeldig utvalgte  $250 \times 250 \text{ m}$ -rutene i Østfold, Agder og Rogaland.

Indikatorvariablene vi har brukt for å estimere utvalgsstørrelse er:

- areal av strandeng (gjennomsnitt pr. rute, log-transformert)
- antall karplanter (gjennomsnitt pr. rute, transformert med  $\log(X+1)$ )
- antall rødlistete karplanter (gjennomsnitt pr. rute, transformert med  $\log(X+1)$ )

Vi antar at man ønsker å oppdage 20 % endring i indikatorvariablene (nedgang i areal og arter) med 80 % sannsynlighet (dvs. en teststyrke på 0,8). Når målet er å oppdage endring over tid, er det en fordel å velge faste overvåkingsruter som oppsøkes i hvert omdrev. Dette gir noe mindre dekning av geografisk variasjon i forhold til om man velger nye ruter i hvert omdrev, men faste ruter øker mulighetene for å oppdage endring over tid (større teststyrke) med mindre utvalgsstørrelser (se Sverdrup-Thygeson et al. 2013 for en vurdering av faste versus nye ruter for overvåking av hul eik).

For å beregne forskjeller i en tilstandsvariabel mellom to tidspunkter ved overvåking i faste overvåkingslokaliteter brukes en parvis t-test, hvor de to observasjonene på samme lokalitet ved tid  $t$  og tid  $t+1$  utgjør et par. En viktig faktor ved beregning av utvalgsstørrelser er variasjonen i endring, dvs. variansen til forskjellen innen par. Jo større variasjon i endring (sett i forhold til en gitt gjennomsnittlig endring på f.eks. 20 %), desto større utvalgsstørrelse trengs for å oppdage endringen. Vi har ingen tallfestet informasjon om endring i våre datasett, men vi kan tenke oss at strandeng kan endres over tid på ulike måter som vil ha betydning for variasjon i endring, og dermed for utvalgsstørrelse. La oss ta areal som eksempel. Et ekstremtilfelle ville være at alle områdene opplever en lik, prosentvis nedgang i areal. Med andre ord er variasjonen i relativ (prosentvis) endring null. Variasjonen i absolutt endring vil også være liten: dersom alle forekomster i utgangspunktet er like store, vil variansen i den absolutte endringen også være null. Dette er et minimumsestimat for endringen, men ikke spesielt realistisk. Andre tilfeller vil innebære høyere variasjon i endring. Et eksempel kunne være at alle områder med strandeng gror

fullstendig igjen eller bygges ned i noen områder, mens det i andre områder ikke skjer noen endring. Eller man kan tenke seg at gjengroing og nedbygging først og fremst rammer forekomster av en viss størrelse eller type, for eksempel små forekomster.

For å være på den sikre siden i forhold til utvalgsstørrelse (for mange heller enn for få) trenger vi å anslå en øvre grense for variasjon i endring. Vi tar utgangspunkt i det generelle uttrykket for variansen til en endring i tilstandsvariabel  $X$  fra tid  $t$  til  $t+1$ , det vil si variansen til differansen  $D = X_{t+1} - X_t$ :

$$\text{Var}(D) = \text{Var}(X_{t+1} - X_t) = \text{Var}(X_t) + \text{Var}(X_{t+1}) - 2\text{Cov}(X_t, X_{t+1}).$$

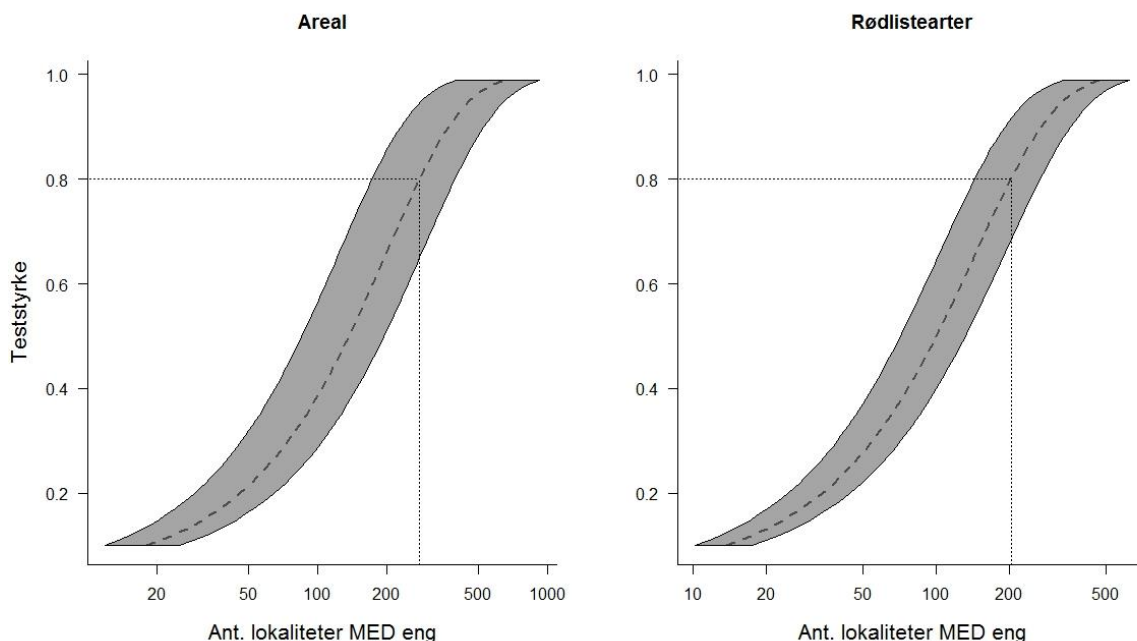
For å estimere  $\text{Var}(D)$  trenger vi altså informasjon om tre størrelser: variansen til  $X$  ved tid  $t$   $\text{Var}(X_t)$ , variansen til  $X$  ved tid  $t+1$   $\text{Var}(X_{t+1})$  og kovariansen mellom  $X_t$  og  $X_{t+1}$   $\text{Cov}(X_t, X_{t+1})$ . Vi kan estimere  $\text{Var}(X_t)$  fra data, men har færre holdepunkter for å si noe om  $\text{Var}(X_{t+1})$  og  $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$ . Dersom det ikke er veldig store endringer fra  $t$  til  $t+1$ , vil vi anta at  $\text{Var}(X_{t+1})$  er i samme størrelsesorden som  $\text{Var}(X_t)$ . Det er også rimelig å anta at  $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t) \geq 0$ . (Negativ kovarians er høyst urealistisk i vårt tilfelle: det kan bare oppstå hvis for eksempel mange små forekomster blir store og store blir små fra tid  $t$  til  $t+1$ .) Vi ser da av uttrykket over at en øvre grense for  $\text{Var}(D)$  er omtrent  $2\text{Var}(X_t)$ , hvis  $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$  er liten. Det er imidlertid grunn til å tro at kovariansen i mange tilfeller vil være såpass stor at  $\text{Var}(D) \ll 2\text{Var}(X_t)$ : de fleste små forekomster ved tid  $t$  vil trolig fortsatt være små ved  $t+1$ , og de fleste store forekomster forblir trolig store, om enn noe mindre. Tilsvarende betraktninger vil også gjelde for artsriktighet, rødlistearter og andre indikatorvariabler.

For å forsøke å tallfeste den øvre grensen for  $\text{Var}(D)$  mer presist for våre data, gjorde vi noen enkle simuleringer med utgangspunkt i arealstatistikken fra ruter med strandeng i ARKO-datasettet (**Tabell 12**). I disse simuleringene var den totale (og dermed gjennomsnittlige) arealendringen den samme (20 % reduksjon), men endringen ble fordelt på to ulike måter som kan tenkes å øke  $\text{Var}(D)$  mot det maksimale. I den første simuleringen ble tilfeldige forekomster redusert med 90% av arealet, mens resten forble uendret. Dette kan øke  $\text{Var}(X_{t+1})$  ved at noen av de små forekomstene blir betydelig mindre og redusere  $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$  ved at noen av de store forekomstene blir ganske små. I den andre simuleringen ble de minste forekomstene redusert med 90 % av arealet, mens resten forble uendret. Dette øker  $\text{Var}(X_{t+1})$  enda mer, men øker også kovariansen. I begge simuleringene fant vi at  $\text{Var}(D) < \text{Var}(X_t)$ , dvs. under halvparten av den øvre teoretiske grensen antydnet ovenfor. I beregningene av utvalgsstørrelse benyttet vi derfor  $\text{Var}(X_t)$  som et øvre estimat for  $\text{Var}(D)$ . Dette bør gi utvalgsstørrelser på den sikre siden.

I beregningene av utvalgsstørrelser korrigerer vi for usikkerhet i datagrunnlaget ved å gjenta beregninger av utvalgsstørrelser for å oppdage 20 % endring for 2000 bootstrap-replikater av det fulle datasettet (dvs. 2000 tilfeldige utvalg av samme størrelse som det originale datasettet, trukket fra det originale datasettet med tilbakelegging). Dette ble brukt til å beregne 95 % konfidensintervaller for ønsket utvalgsstørrelse ved en gitt teststyrke.

Resultatene antyder at opp mot 300 ruter *med strandeng* er nødvendig for å fange opp 20 % endring i areal, mens 200 ruter *med strandeng* må til for å fange opp 20 % endring i rødlistearter (**Figur 30, Tabell 24**). Dette er noe høyere enn for f.eks. åpen grunnlendt kalkmark (Bakkestuen et al. 2014). Variasjonen i areal og artsriktighet av rødlistearter er generelt svært høy i strandengene, noe som gjør at et større antall overvåkingslokaliteter er påkrevet for å fange opp en gitt endring.





**Figur 30.** Forholdet mellom utvalgsstørrelse (antall ruter) og teststyrke (sannsynlighet for å påvise en reell endring) for to tilstandsvariabler (areal og antall rødlistearter). Den stiplede linjen angir forholdet mellom teststyrke og antall ruter MED strandeng, med 95% konfidensintervall.

**Tabell 24.** Antall ruter (snitt og 95 % bootstrap konfidensintervall) som trengs for å oppdage en 20% endring i areal, slitasje, buskdekning, antall habitatspesialister og antall rødlistearter med 80% sannsynlighet (se også **Figur 30**).

Indikator	Snitt	Nedre	Øvre
Areal	278	173	395
Rødlistearter	203	144	267

Forekomstfrekvensen av strandenger varierer regionalt (**Tabell 12**). Hvis vi tar som utgangspunkt at strandenger i snitt vil forekomme i 10 % av alle potensielle overvåkingslokaliteter, bør vi inkludere minst 2500 ruter i overvåkingen for å sikre om lag 250 lokaliteter *med* strandeng. Én runde med gjentatt overvåking på de samme lokalitetene vil imidlertid gi oss større kunnskap om variansen i endringen i tilstandsvariablene, og vil gjøre det mulig å justere antallet overvåkingslokaliteter ned dersom det er hensiktsmessig.

Lokalitetene bør trekkes tilfeldig fra hele settet av 250 × 250 m-ruter. Flyfoto, topografiske kart og eksisterende kunnskap (fra Naturbase og Artskart) bør brukes til å sortere vekk ruter som ikke trengs å oppsøkes i felt (jf. kap. 6.3.2). I arbeidet med kartlegging har vi gått gjennom et større antall potensielle lokaliteter, og vår erfaring er at med en viss erfaring i flybildetolkning er lar strandenger seg relativt lett plukke ut ved disse metodene. Mer erfaring med metodene vil gjøre oss enda mer treffsikre.

I tråd med annen nasjonal overvåking av vegetasjon foreslår vi gjenkartlegging av faste overvåkingslokaliteter hvert femte år. Overvåkingslokalitetene fordeles med 500 ruter årlig i femårige omdrev. Antall lokaliteter som må oppsøkes i felt vil da ligge i størrelsesorden 50 i året. Overvåkingslokalitetene spres over hele definisjonsområdet hvert år, for å unngå klumpvis fordeling av effekter som har med sesongvariasjon, spesielle værforhold og lignende uforutsigbare forhold.

## 6.8 Overvåking av invertebrater på strandeng

Feltinnsatsen og etterarbeidet knyttet til overvåking av invertebrater er svært omfattende, og en full overvåking av invertebrater på alle overvåkingslokaliteter anses som for ressurskrevende å gjennomføre. I stedet anbefaler vi å overvåke en utvalgt gruppe av invertebrater, f. eks. biller, på et utvalg strandenger. Disse strandenglokalitetene bør trekkes fra settet av overvåkingslokaliteter som inngår i den generelle overvåkingen av hotspot-habitatet, på en måte som sikrer geografisk variasjon og variasjon i hevdregimer.

Overvåkingen bør inkludere fallfelle- og slaghåvmetodikk for å få et best mulig estimat på artsrikdommen av biller på lokaliteten (jf. kap. 4.3.3). Fallfellene bør knyttes til de permanente punktene som legges ut for å analysere vegetasjonssammensetning og -struktur. For beskrivelse av metode for slaghåving, se kap. 4.2.4.

Som utgangspunkt bør overvåkingen inneholde minimum seks lokaliteter for invertebrater der både slaghåv og fallfeller inngår som innsamlingsmetodikk. Siden slaghåvmetodikk er mindre ressurskrevende, men samtidig noe mer usikkert med hensyn til resultat, gitt ulike værforhold og forskjeller på sesonger, bør det velges minimum 10 lokaliteter der det tas slaghåvprøver.

Fordi oppdagbarheten av invertebrater kan være lav, vil en gjentatt kartlegging over flere år gi bedre estimater på bestandsstørrelser og utvikling av bestandene for disse artene. En slik overvåking vil også være et viktig grunnlag for å vurdere effektene av ulike påvirkninger, som opphør av beite, ulike restaureringstiltak og effekten av ulike dyreslag og beitetrykk.

## 6.9 Datalagring, analyse og rapportering

Egenskapsdata og artsobservasjoner lagres i egen database for overvåkingen. Data lagres i formater som sikrer effektiv overføring av artsdata til Artskart/GBIF. Innsamlinger av utvalgte karplantearter foretas for dokumentasjon og for sikker bestemmelse av kritiske taksa. Alle innsamlinger leveres offentlig herbarium. Funnopplysninger dataregistreres i henhold til formater og nomenklatur spesifisert av Artskart/GBIF (Darwin Core 2m, Artsnavnebasen). Bruk av felt-PC for registrering av arter og miljøvariabler bør testes ut. Bilder lagres i fotodatabase sammen med egenskaper tilknyttet hver bilde.

Statistiske analyser vil omfatte endringer i indikatorvariabler over tid. Arealendringer i m<sup>2</sup> og antallet lokaliteter med arealtap vil kunne beregnes fortløpende etter hvert nye overvåkingsomløp. Det samme vil endringer i indikatorvariabler som representerer viktige påvirkningsfaktorer. Flere statistiske metoder er aktuelle. Avhengig av registreringsmetode kan det være nødvendig å ta høyde både for romlig og temporær autokorrelasjon og ulike feilfordelinger i variablene, f.eks. ved bruk av generaliserte miksete modeller (GLMM; Pinheiro & Bates 2000).

For en del av de sjeldneste artene vil vi sannsynligvis ikke ha nok data til å kunne trekke statistisk holdbare slutninger om antallet forekomster og utviklingen i antallet, i hvert fall ikke på kort sikt. Beregning av endringer for artsrikdom som sådan og rødlistearter som gruppe, vil derfor være svært relevant. Slike endringer vil knyttes opp mot overvåkingsindikatorer både på lokalitetsnivå og på punktregistreringsnivå. Siden artsantallet i et polygon henger sammen med polygonets areal, vil artsantall og mengde av bestander må relateres til polygonets areal, for eksempel ved normering til en art-arealkurve.

## 6.10 Tidsbruk, overvåkingskapasitet og kompetanse

Totalt 2500 overvåkingslokaliteter fordelt på et 5-årig omdrev vil innebære flyfotovurdering av 500 overvåkingslokaliteter pr. år og feltsjekk av 50–100. I gjennomsnitt kan forventes om lag 50 overvåkingslokaliteter med forekomst av hotspot-habitatet pr. år.

Registrering av indikatorvariabler i permanente punkter, inkludert mengde av karplanter, vil innebære noe større tidsbruk enn registrering av én gjennomsnittlig verdi for hver indikatorvariabel på lokaliteten, og noe større tidsbruk må påregnes i første overvåkingsomdrev pga. utlegging og merking av permanente punkter. I 2012 registrerte vi mengde av karplanter i 10 vegetasjonsruter på hver av fem lokaliteter. For to personer tok det to dager. Med reising og annen logistikk (båttransport mv.) kan det tilsi 6–8 ukesverk i felt hvert år. I tillegg kommer sortering av lokaliteter for feltsjekk. En slik overvåkingsinnsats vil ha en kostnadsramme på om lag 500 000 kr årlig i 5 år (første overvåkingsomdrev), med mulighet for kutting av utgifter i påfølgende omdrev.

Forarbeidet krever erfaring med GIS-arbeid og flybildetolkning. Selve overvåkingen krever spesialisert botanisk kompetanse innen artsbestemmelse av karplanter, kartlegging og identifisering av naturtypen og registrering av indikatorvariabler. Team på to personer som sørger for god arbeidsflyt og samarbeider om identifisering og avgrensning, høyner kvaliteten på registreringene. Det er nødvendig med opplæring i registreringsmetoden og kalibrering, særlig dersom flere team er involvert. Før hver feltsesong bør det arrangeres kalibreringskurs.

Overvåking av invertebrater krever spesialisert entomologisk kompetanse innen artsbestemmelse. Arbeidsinnsats på hver lokalitet omfatter feltarbeid på en finværsdag i mai/juni for innsamling av slaghåvprøver (3 x 15 min slaghåv) og fire besøk med en måneds mellomrom gjennom sesongen for utsetting og tømning av fallfeller (10 feller). Feltarbeid for seks lokaliteter beregnes til 8 feltdager. Etterarbeid på lab beregnes til 5 dager for håvprøver fra 6 lokaliteter og tilsvarende 20 dager for grovsortering og artsbestemmelse av fallfelleprøver fra 6 lokaliteter. Fire ekstra lokaliteter med slaghåvprøver (totalt 10) beregnes til kun tre dager ekstra (en feltdag og to dager artsbestemmelse). Dette gir en tidsbruk på totalt 36 dager og ca. 6 dager pr. lokalitet i løpet av en sesong.

## 7 Konklusjon om utvikling av overvåkingsmetode

Denne rapporten beskriver forslag til overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet strandeng og viser hvordan vi har kommet fram til dette forslaget. Vi har utnyttet ARKO-data samlet inn i perioden 2011–2014 og benyttet disse til å estimere grunnleggende viktige parametere. Med grunnlag i disse beregningene har vi foreslått et overvåkingsopplegg som gjør det sannsynlig at vi vil kunne oppdage endringer i de foreslåtte indikatorene over tid. I **Boks 2** beskriver vi dette overvåkingsopplegget.

<b>Boks 2. Overvåkingsopplegg for hotspot sørlige strandenger</b>	
Overvåkingsformål	Oversikt over status og tidsutvikling for antall, areal og økologisk tilstand til forekomstene av sørlige strandenger. Oversikt over status og tidsutvikling for utvalgte artsgrupper knyttet til hotspot-habitatet
Overvåkingsindikatorer	<p><i>Antall og areal av hotspot-habitatet</i></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Antall polygoner av hotspot-habitatet pr. overvåkingslokalitet</li> <li>2. Areal av polygoner av hotspot-habitatet pr. overvåkingslokalitet</li> </ol> <p><i>Tilstandsindikatorer</i></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Hevdform</li> <li>2. Beitetrykk</li> <li>3. Dyreslag</li> <li>4. Gjengroingstilstand</li> <li>5. Eutrofiering</li> <li>6. Drenering</li> <li>7. Forurensning og menneskelige spor/installasjoner/gjenstander</li> </ol> <p><i>Artsindikatorer</i></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Karplanter (artsutvalg, antall, mengde)</li> <li>2. Rødlistete karplanter (artsutvalg, antall, mengde)</li> <li>3. Fremmede karplanter (artsutvalg, antall, mengde)</li> <li>4. Biller (artsutvalg, antall mengde) overvåkes på et utvalg av overvåkingslokalitetene.</li> </ol>
Definisjonsområde	Kystlinjen fra Østfold i øst til Rogaland i vest.
Utvalg av overvåkingslokaliteter	Definisjonsområdet deles inn i overvåkingslokaliteter på 250 x 250 m. Overvåkingslokaliteter trekkes tilfeldig. De samme overvåkingslokalitetene følges opp fra gang til gang. Antall overvåkingslokaliteter kan justeres ettersom kunnskapen forbedres.
Overvåkingsfrekvens	I alt 500 ruter, spredt på hele definisjonsområdet trekkes hvert år, totalt 2500 ruter i et omløp på 5 år.
Innsamling av data på overvåkingslokaliteten	1. Tolking av flyfoto og topografiske kart, med støtte av eksisterende kunnskap (Naturbase og Artskart). Overvåkingslokaliteter helt sikkert uten hotspot-habitatet undersøkes ikke i felt.

	<p>2. Feltarbeid.</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>a. Undersøke om hotspot-habitatet er tilstede.</li> <li>b. Hvis tilstede, avgrense hotspot-habitatet og digitalisere grenser.</li> <li>c. Avgrense areal basert på ortofoto og vurderinger i felt</li> <li>d. Legge ut transekter og analyseruter langs transektene</li> <li>e. Punktanalyser av vegetasjon og indikatorvariabler</li> <li>f. Inventere lokaliteten med full artsliste av karplanter og detaljert registrering av rødlistearter. Registrere indikatorverdier på lokalitetsnivå.</li> </ol>
Registreringsmetoder for indikatorvariabler	Se kapittel 6.6
Analysemetoder	Formål: svare på overvåkingsformålet, dvs. sammenligne verdier for overvåkingsindikatorer for ulike observasjonsperioder eller overvåkingslokaliteter, analysere mønstre i endringer i indikatorverdier for lengre tidsserier og analysere sammenhenger mellom indikatorverdier og miljøvariabler/påvirkningsfaktorer som grunnlag for å forstå observerte endringer.
Krav til overvåkingskapasitet og kompetanse	Forarbeidet krever kompetanse og erfaring med GIS-arbeid og flybildetolkning. Feltarbeidet krever botanisk kompetanse, god kjennskap til og erfaring med naturtypen. Feltarbeid og bestemmelsesarbeid på invertebrater krever entomologisk kompetanse.

## 8 Referanser

- Andresen, H., Bakker, J. P., Brongers, M., Heydemann, B. & Irmiler, U. 1990. Long-term changes of salt-marsh communities by cattle grazing. - *Vegetatio* 89: 137-148.
- Anonym. 2007. Kartlegging av naturtyper. Verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13. 254 s.
- Artsdatabanken. 2012. Data om karplanter gjort tilgjengelig av Agder naturmuseum, Arkeologisk museum (UiS), Biofokus, Miljøfaglig utredning AS, Naturhistorisk museum (UiO), Norsk botanisk forening, NINA, NIVA, NTNU-Vitenskapsmuseet, Tromsø museum (UiT), Universitetet for miljø- og biovitenskap og Universitetsmuseet i Bergen, . Nedlastet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no> 23.01.2012 og 01.03.2012. s.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O., Molia, A. & Evju, M. 2014. Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1102. 46 s.
- Berg, G., Esselink, P., Groeneweg, M. & Kiehl, K. 1997. Micropatterns in *Festuca rubra*-dominated salt-marsh vegetation induced by sheep grazing. - *Plant Ecology* 132: 1-14.
- Blindheim, T., Thingstad, P. G. & Gaarder, G., red. 2011. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Dekning av naturtyper og arter. NINA Rapport 539: 340.
- Brandrud, T. E., Evju, M. & Skarpaas, O. 2014. Nasjonal overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper. Beskrivelse av opplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1057. 37 s.
- Brandrud, T. E., Hanssen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Kalklindeskog - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 711. 50 s.
- Bratli, H., Evju, M., Jordal, J. B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O. E. 2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1100. 76 s.
- Bratli, H., Jordal, J. B., Stabbetorp, O. E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Naturbeitemark - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 714. 85 s.
- Bryn, A. & Halvorsen, R. 2015. Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN 2.0. Veileder versjon 2.0.0a. - Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo.
- Cabeza, M. & Moilanen, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. - *Trends in Ecology & Evolution* 16: 242-248.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0.0. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>. 7 s.
- Dobson, A. P., Rodriguez, J. P., Roberts, W. M. & Wilcove, D. S. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. - *Science* 275: 550-553.
- Elven, R. 2001. Havstrandvegetasjon. - I Fremstad, E. & Moen, A., red. Truete vegetasjonstyper i Norge. Rapport botanisk serie 2001-4, NTNU Vitenskapsmuseet. S. 154-200.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M. & Fredriksen, K. E. 1988a. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. A. Generell innledning. Beskrivelse for region Sør-Helgeland. Økoforsk Rapp. 1988-2A. 334 s.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K. E. & Johansen, V. 1988b. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. B. Beskrivelser for regionene Nord-Helgeland og Salten. Økoforsk Rapp. 1988-2B. 418 s.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K. E. & Johansen, V. 1988c. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. C. Beskrivelser for regionene Ofoten og Lofoten/Vesterålen. Økoforsk Rapp. 1988-2C. s.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K. E. & Johansen, V. 1988d. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. D. Kriterier og sammendrag. Økoforsk Rapp. 1988-2D. s.

- Elven, R. & Johansen, V. 1983. Havstrand i Finnmark. Flora, vegetasjon og botaniske verneverdier. Miljøverndepartementet Rapp. T-451. 357 s.
- Evju, M., Bratli, H., Follestad, A., Stabbetorp, O. E., Svalheim, E. & Ødegaard, F. 2013. Faggrunnlag for strandeng og strandsump i Norge. Rapportutkast. 81 s.
- Evju, M., Stabbetorp, O. E. & Bratli, H. 2014. Strandenger i Østfold - areal, økologisk tilstand og rødlistearter. - Blyttia 72: 235-248.
- Fjelland, M., Elven, R. & Johansen, V. 1983. Havstrand i Troms. Botaniske verneverdier. Miljøverndepartementet Rapp. T551. 291 s.
- Framstad, E. 2013. Overvåking av handlingsplanarter og -naturtyper. Kriterier for valg av overvåkingsopplegg. NINA Rapport 971. 111 s.
- Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P. G. & Sloreid, S.-E. 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. NINA Rapport 535. 214 s.
- Framstad, E. & Kålås, J. A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold - videreutvikling av dagens naturovervåking (TOV). NINA Oppdragsmelding 702. 49 s.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Fremstad, E. 2012. Rynkerose *Rosa rugosa*. Artsdatabankens faktaark nr. 245. 3 s.
- Fremstad, E. & Elven, R. 1999. Beiting og slått i havstrandområder. - I Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M., red. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget. S. 103-113.
- Fylkesmannen i Telemark. 2010. Forvaltningsplan for havstrandenger i Telemark.
- Gardfjell, H. 2014. MOTH - bättre kunnskap om värdefull natur - ett projekt inom LIFE+. Skoglig resurshushållning, SLU, Umeå. 20 s.
- Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K., red. 2012. Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012: 210. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Gjerde, I. & Baumann, C., red. 2002. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold: 224. - Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- Gjerde, I., Saetersdal, M. & Blom, H. H. 2007. Complementary Hotspot Inventory - A method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand level. - Biological Conservation 137: 549-557.
- Gjerde, I., Saetersdal, M., Rolstad, J., Blom, H. H. & Storaunet, K. O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. - Conservation Biology 18: 1032-1042.
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Rapport 10. 117 s.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2015. NiN - typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået. Natur i Norge, Artikkel 3, versjon 2.0.0, Artsdatabanken, Trondheim.
- Hedenås, H., Gardfjell, H. & Hagner, Å. 2013. Instruksjon för strandinventering i MOTH, 2013. Skoglig resurshushållning, SLU, Umeå. 32 s.
- Holten, J. I., Frisvoll, A. A. & Aune, E. I. 1986. Havstrand i Møre og Romsdal. Flora, vegetasjon og verneverdier. Økoforsk Rapp. 1986-3A. 253 s.
- Høiland, K. 1976. The genera *Leptoglossum*, *Arrhenia*, *Phaeotellus*, and *Cyphellostereum* in Norway and Svalbard. - Norwegian Journal of Botany 23: 201-212.
- IPCC. 2007. Climate change 2007: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. - IPCC, Geneva.

- Johansson, O., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986. Havsstrandängar. - Naturvårdsverket, Stockholm/Solna.
- Jordal, J. B. & Gaarder, G. in press. Habitat specificity of selected grassland fungi in Norway. - Agarica.
- Kiehl, K., Eischeid, I., Gettner, S. & Walter, J. 1996. Impact of different sheep grazing intensities on salt marsh vegetation in northern Germany. - *Journal of Vegetation Science* 7: 99-106.
- Kleyer, M., Feddersen, H. & Bockholt, R. 2003. Secondary succession on a high salt marsh at different grazing intensities. - *Journal of Coastal Conservation* 9: 123-134.
- Kostka, J. E., Rodriguez, L. M., Overholt, W. A., Lin, X., Marks, K., Konstantinidis, K. & Huettel, M. 2013. Metagenomic insights into the response of indigenous microbial communities in beach sands to the Deepwater Horizon oil spill. *Goldschmidt 2013 Abstracts*, p. 1501. s.
- Kristiansen, J. N. 1988. Havstrand i Trøndelag. Flora, vegetasjon og verneverdier. Økoforsk Rapp. 1988-7A. 186 s.
- Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T., red. 2006. Norsk Rødliste 2006 - 2006 Norwegian Red List. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. Norsk rødliste for arter 2010 - Artsdatabanken, Trondheim.
- Lindenmayer, D. B. & Likens, G. E. 2010. Effective ecological monitoring. - CSIRO Publishing, Collingwood.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Lundberg, A. 1989. Havstrand i Hordaland. Flora og vegetasjon. Direktoratet for naturforvaltning Rapp. 1989-9. 286 s.
- Lundberg, A. 2013. Havstrandsnatur. Tilstand, overvåking. DN-utredning 6-2013. Direktoratet for naturforvaltning. 76 s.
- Lundberg, A. & Rydgren, K. 1994a. Havstrand på Sørlandet. Regionale trekk og botaniske verdier. NINA Forskningsrapport 059. 127 s.
- Lundberg, A. & Rydgren, K. 1994b. Havstrand på Sørøstlandet. Regionale trekk og botaniske verdier. NINA Forskningsrapport 047. 222 s.
- Miljøverndepartementet. 2011. Forskrift om dverggås (*Anser erythropus*) som prioritert art. <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-20-518>.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. - *The Environmentalist*: 178-208.
- Næss, C. & Sverdrup-Thygeson, A., red. 2010. Hotspot trueete arter. Brosjyre ARKO-prosjektet: 20. - NINA, Oslo/Trondheim.
- Olf, H., De Leeuw, J., Bakker, J. P., Platerink, R. J., Van Wijnen, H. J. & De Munck, W. 1997. Vegetation succession and herbivory in a salt marsh: changes induced by sea level rise and silt deposition along an elevational gradient. - *Journal of Ecology* 85: 799-814.
- Pedersen, O. 2009. Strandplanter på vandring - om nye, langdistansespredte havstrandplanter, spesielt på Lista. - *Blyttia* 67: 74-95.
- Pehrsson, O. 1988. Effects of grazing and inundation on pasture quality and seed production in a salt marsh. - *Vegetatio* 74: 113-124.
- Petillon, J. & Garbutt, A. 2008. Success of managed realignment for the restoration of salt-marsh biodiversity: preliminary results on ground-active spiders. - *Journal of Arachnology* 36: 388-393.
- Pinheiro, J. & Bates, D. 2000. Mixed-effect models in S and S-PLUS. - Springer, New York.
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M., Lawton, J. H., Eversham, B. C. & Gibbons, D. W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. - *Nature* 365: 335-337.



- Preston, F. W. 1948. The commonness, and rarity, of species. - *Ecology* 29: 254-283.
- Prosser, C. D., Burek, C. V., Evans, D. H., Gordon, J. E., Kirkbride, V. B., Rennie, A. F. & Walmsley, C. A. 2010. Conserving geodiversity sites in a changing climate: management challenges and responses. - *Geoheritage* 2: 123-136.
- Reid, W. V. 1998. Biodiversity hotspots. - *Trends in Ecology & Evolution* 13: 275-280.
- Schröder, H. K., Kiehl, K. & Stock, M. 2002. Directional and non-directional vegetation changes in a temperate salt marsh in relation to biotic and abiotic factors. - *Applied Vegetation Science* 5: 33-44.
- Sjörs, H. 1967. Nordisk växtgeografi. 2. utg. - Svenska bokförlaget, Stockholm.
- Skarpaas, O., Diserud, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Predicting hotspots for red-listed species: multivariate regression models for oak-associated beetles. - *Insect Conservation and Diversity* 4: 53-59.
- SSB. 2008. Byggeaktivitet i strandsonen, 1985-2008. <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/strandsoner/aar/2008-07-02>.
- Svalheim, E. 2007. Skjøtselplan for kulturavhengig biomangfold, Søm-Ruakerkilen naturreservat, Grimstad kommune, Aust-Agder. *Bioforsk Rapport* 2 (112). 26 s.
- Svalheim, E. 2011. Strandengene i Søm-Ruakerkilen naturreservat, Grimstad kommune, Aust-Agder. Oppfølging av igangsatte skjøtselstiltak. *Bioforsk Rapport* 6 (151). 42 s.
- Svalheim, E. & Pedersen, O. 2007. Skjøtelsplan Haugestrand, Farsund kommune, Vest-Agder. *Bioforsk Rapport* Vol. 2 Nr. 113 2007. 50 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bakkestuen, V., Bjureke, K., Blom, H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Endrestøl, A., Framstad, E., Jordal, J. B., Skarpaas, O., Stabbetorp, O. E., Wollan, A. K. & Ødegaard, F. 2009. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (ARKO). Faglig framdriftsrapport for 2009. NINA Rapport 528. 78 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J. O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2008. Truete arter og ansvarsarter: Kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. NINA Rapport 317. 96 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E., Bratli, H., Framstad, E., Jordal, J. B. & Ødegaard, F. 2011a. Hotspots - naturtyper med mange truete arter. En gjennomgang av Rødlista for arter 2010 i forbindelse med ARKO-prosjektet. NINA Rapport 683. 66 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T. E., Endrestøl, A., Evju, M., Hanssen, O., Skarpaas, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2011b. Hule eiker - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 710. 47 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1007. 29 s.
- ter Braak, C. J. F. & Prentice, I. C. 1988. A theory of gradient analysis. - *Advances in Ecological Research* 18: 271-317.
- Wollan, A. K., Bakkestuen, V., Bjureke, K., Bratli, H., Endrestøl, A., Stabbetorp, O. E., Sverdrup-Thygeson, A. & Halvorsen, R. 2011. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 713. 89 s.
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. - *Trends in Ecology & Evolution* 16: 446-453.
- Ødegaard, F., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Jordal, J. B., Nilsen, J.-E., Stokland, J. N., Sverdrup-Thygeson, A. & Aarrestad, P. 2006. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (AR-KO). Framdriftsrapport 2003-2004. NINA Rapport 174. 54 s.
- Ødegaard, F., Brandrud, T. E., Hansen, L. O., Hanssen, O., Öberg, S. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011a. Sandområder - et hotsothabitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 712. 82 s.

Ødegaard, F., Hanssen, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011b. Dyremøkk - et hotspothabitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 715. 42 s.

## Vedlegg 1 Rødlisterarter tilknyttet strandeng og strandsump

Oversikt over rødlisterarter med tilknytning til strandeng og strandsump, basert på gjennomgang av rødlistebasen i 2010 (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a). Tabellen viser artsgruppe, vitenskapelig og norsk navn og status på rødlista i 2010.

Artsgruppe	Vitenskapelig navn	Norsk navn	Rødliste
Biller	<i>Agabus uliginosus</i>		VU
Biller	<i>Airaphilus elongatus</i>		EN
Biller	<i>Amarochara umbrosa</i>		VU
Biller	<i>Augyles intermedius</i>		NT
Biller	<i>Bagous lutulosus</i>		VU
Biller	<i>Berosus spinosus</i>		VU
Biller	<i>Bidessus unistriatus</i>		VU
Biller	<i>Bledius tricornis</i>		VU
Biller	<i>Cassida hemisphaerica</i>		EN
Biller	<i>Dyschirius salinus</i>		NT
Biller	<i>Elaphrus uliginosus</i>		EN
Biller	<i>Halplus apicalis</i>		VU
Biller	<i>Halplus fulvicollis</i>		VU
Biller	<i>Helophorus fulgidicollis</i>		NT
Biller	<i>Hygrotus parallelogrammus</i>		VU
Biller	<i>Hymenalia rufipes</i>		EN
Biller	<i>Laccobius colon</i>		NT
Biller	<i>Longitarsus brunneus</i>		VU
Biller	<i>Longitarsus reichei</i>		EN
Biller	<i>Mecinus collaris</i>		EN
Biller	<i>Mecinus labilis</i>		NT
Biller	<i>Nephus limonii</i>		VU
Biller	<i>Ochthebius lenensis</i>		VU
Biller	<i>Otiorhynchus ligneus</i>		NT
Biller	<i>Panagaeus cruxmajor</i>		NT
Biller	<i>Paracymus aeneus</i>		VU
Biller	<i>Pelenomus waltoni</i>		NT
Biller	<i>Plateumaris braccata</i>		VU
Biller	<i>Pogonus luridipennis</i>		CR
Biller	<i>Thryogenes festucae</i>		NT
Biller	<i>Thryogenes nereis</i>		VU
Biller	<i>Thryogenes scirrhosus</i>		NT
Edderkoppdyr	<i>Arctosa perita</i>		VU
Nebbmunner	<i>Agramma laetum</i>	kystnettege	VU
Nebbmunner	<i>Anoscopus limicola</i>		VU
Nebbmunner	<i>Chloriona unicolor</i>		VU

<b>Nebbmunner</b>	<i>Conosanus obsoletus</i>		NT
<b>Nebbmunner</b>	<i>Halosalda lateralis</i>		VU
<b>Nebbmunner</b>	<i>Macrosteles sordidipennis</i>		VU
<b>Nebbmunner</b>	<i>Psammotettix putoni</i>		VU
<b>Nebbmunner</b>	<i>Saldula pilosella</i>		VU
<b>Nebbmunner</b>	<i>Stenocranus major</i>		NT
<b>Nebbmunner</b>	<i>Teratocoris antennatus</i>		VU
<b>Rettvinger, kakerlakker, saksedyr</b>	<i>Conocephalus dorsalis</i>		NT
<b>Sommerfugler</b>	<i>Aethes dilucidana</i>	kvannpraktvikler	EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Agonopterix alstromeriana</i>		VU
<b>Sommerfugler</b>	<i>Agonopterix selini</i>		EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Athrips tetrapunctella</i>		EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Bactra robustana</i>	kystsumpvikler	VU
<b>Sommerfugler</b>	<i>Bucculatrix maritima</i>		EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Coleophora adjunctella</i>		EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Coleophora asteris</i>		VU
<b>Sommerfugler</b>	<i>Coleophora salicorniae</i>		CR
<b>Sommerfugler</b>	<i>Cosmopterix lienigiella</i>	takrørglansmøll	CR
<b>Sommerfugler</b>	<i>Elachista scirpi</i>		VU
<b>Sommerfugler</b>	<i>Epermenia falciformis</i>	kvanntannmøll	EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Eucosma tripoliana</i>	strandstjerneengvikler	EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Glyphipterix schoenicolella</i>		EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Gynnidomorpha vectisana</i>	fjærepraktvikler	VU
<b>Sommerfugler</b>	<i>Monochroa elongella</i>		EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Monochroa lucidella</i>		NT
<b>Sommerfugler</b>	<i>Monochroa tetragonella</i>		EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Phalonidia affinitana</i>	strandstjernepraktvikler	VU
<b>Sommerfugler</b>	<i>Scrobipalpa stangei</i>		EN
<b>Sommerfugler</b>	<i>Spilosoma urticae</i>	hvit tigerspinner	EN
<b>Spretthaler</b>	<i>Mesaphorura petterdassi</i>		NT
<b>Spretthaler</b>	<i>Onychiurus volinensis</i>		VU
<b>Spretthaler</b>	<i>Spatulosminthurus flaviceps</i>		VU
<b>Tovinger</b>	<i>Bibio marci</i>	markusflue	VU
<b>Tovinger</b>	<i>Dioctria atricapilla</i>		NT
<b>Tovinger</b>	<i>Nemotelus notatus</i>	hvitflekket snutevåpenflue	EN
<b>Tovinger</b>	<i>Oxycera trilineata</i>	trestripet våpenflue	EN
<b>Tovinger</b>	<i>Pachygaster leachii</i>		VU
<b>Tovinger</b>	<i>Phthiria pulicaria</i>	grå dvergdyneflue	NT
<b>Tovinger</b>	<i>Stratiomys singularior</i>		EN
<b>Veps</b>	<i>Platymischus dilatatus</i>		VU
<b>Alger</b>	<i>Fucus cottonii</i>		NT
<b>Karplanter</b>	<i>Artemisia maritima</i>	strandmalurt	NT <sup>o</sup>
<b>Karplanter</b>	<i>Atriplex longipes ssp. longipes</i>	fjordmelde	EN

Karplanter	<i>Berula erecta</i>	vasskjeks	VU <sup>o</sup>
Karplanter	<i>Blysmus compressus</i>	flatsivaks	CR
Karplanter	<i>Callitriche brutia</i>	stilkvasshår	VU
Karplanter	<i>Carex arctogena</i>	reinstarr	NT
Karplanter	<i>Carex extensa</i>	vipestarr	VU
Karplanter	<i>Carex hartmanii</i>	hartmansstarr	VU
Karplanter	<i>Carex punctata</i>	prikkstarr	NT
Karplanter	<i>Centaurium littorale</i>	tusengylden	EN
Karplanter	<i>Centaurium pulchellum</i>	dverggylden	VU
Karplanter	<i>Crassula aquatica</i>	firling	VU
Karplanter	<i>Dactylorhiza purpurella</i>	purpurmariland	EN
Karplanter	<i>Eleocharis parvula</i>	dvergsivaks	NT
Karplanter	<i>Gentianella campestris</i> ssp. <i>baltica</i>	østersjøsøte	CR
Karplanter	<i>Gentianella uliginosa</i>	smalsøte	EN
Karplanter	<i>Herminium monorchis</i>	honningblom	CR
Karplanter	<i>Hierochloë hirta</i>	elvemarigras	NT
Karplanter	<i>Hippuris lanceolata</i>	brakkhesterumpe	NT
Karplanter	<i>Hippuris tetraphylla</i>	korshesterumpe	NT
Karplanter	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	skjoldblad	NT
Karplanter	<i>Juncus acutiflorus</i>	spiss-siv	CR
Karplanter	<i>Juncus anceps</i>	svartsiv	VU
Karplanter	<i>Lathyrus palustris</i>	myrflatbelg	VU
Karplanter	<i>Lathyrus palustris</i> ssp. <i>palustris</i>	snau myrflatbelg	EN
Karplanter	<i>Lathyrus palustris</i> ssp. <i>pilosus</i>	håret myrflatbelg	NT
Karplanter	<i>Limonium vulgare</i>	marrisp	VU <sup>o</sup>
Karplanter	<i>Lysimachia minima</i>	pusleblom	EN
Karplanter	<i>Odontites verna</i> ssp. <i>litoralis</i>	strandrødtopp	VU
Karplanter	<i>Ononis arvensis</i>	bukkebeinurt	NT
Karplanter	<i>Ophioglossum vulgatum</i>	ormetunge	VU
Karplanter	<i>Primula nutans</i>		NT
Karplanter	<i>Primula nutans</i> ssp. <i>finmarchia</i>	finnmarksnökkeblom	NT
Karplanter	<i>Radiola linoides</i>	dverglin	EN
Karplanter	<i>Rumex bryhnii</i>	berghøymol	VU
Karplanter	<i>Salicornia dolichostachya</i> ssp. <i>pojarkovae</i>	kvitsjøsalturt	VU
Karplanter	<i>Selinum carvifolia</i>	krusfrø	NT
Karplanter	<i>Stellaria palustris</i>	myrstjerneblom	EN
Karplanter	<i>Trifolium fragiferum</i>	jordbærkløver	EN
Karplanter	<i>Zannichellia palustris</i>	vasskrans	EN
Karplanter	<i>Zannichellia palustris</i> ssp. <i>palustris</i>	småvasskrans	EN
Karplanter	<i>Zannichellia palustris</i> ssp. <i>polycarpa</i>	stovasskrans	CR
Sopp	<i>Geoglossum cookeanum</i>	dynejordtunge	NT
Karplanter*	<i>Cotula coronopifolia</i>	fjæreknapp	NA
Karplanter*	<i>Hippuris tetraphylla</i> x <i>vulgaris</i>		

<b>Karplanter*</b>	<i>Ononis spinosa ssp. spinosa</i>	tombeinurt	EN
<b>Karplanter*</b>	<i>Puccinellia finmarchica</i>	finnmarkssaltgras	VU
<b>Karplanter*</b>	<i>Rorippa islandica</i>	Islandskarse	EN
<b>Karplanter*</b>	<i>Rumex maritimus</i>	frynsehøymol	EN
<b>Karplanter*</b>	<i>Rumex maritimus ssp. maritimus</i>	fjærehøymol	EN

\* Tillagte arter basert på ekspertvurderinger.

## Vedlegg 2 Kartlagte lokaliteter i ARKO

Fylke	Datsett	Kommune	Lokalitet	Areal (m <sup>2</sup> )	Ant. karplantarter	Rødlistete karplanter	Ant. billearter	Rødlistete biller
Østfold	Rute	Fredrikstad	Skjæløy-Vadsund, strandeng 1	74	9	0		
Østfold	Rute	Fredrikstad	Skjæløy-Vadsund, strandeng 2	75	12	0		
Østfold	Rute	Fredrikstad	Skjæløy-Vadsund, strandeng 3	153	15	0		
Østfold	Rute	Fredrikstad	Skjæløy-Vadsund, strandeng 4	411	28	Bukkebeinurt		
Østfold	Rute	Fredrikstad	Smaugstangen	243	23	Bukkebeinurt Tusengylden		
Østfold	Rute	Fredrikstad	Stangerholmen, strandeng 1	1065	37	Bukkebeinurt		
Østfold	Rute	Fredrikstad	Stangerholmen, strandeng 2	475	27	Jordbærkløver Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Fredrikstad	Stangerholmen, strandeng 3	4400	54	Jordbærkløver Strandrødtopp		
Østfold	Subj	Fredrikstad	Bjørnevågen	1921	NA	NA	90 (håv)	<i>Plateumaris braccata</i> <i>Stenus bohemicus</i>
Østfold	Subj	Fredrikstad	Gonvad	6361	NA	NA	66 (håv)	<i>Stenus bohemicus</i>
Østfold	Rute	Halden	Flatskjæra N, strandeng 1	215	34	Strandrødtopp Tusengylden		
Østfold	Rute	Halden	Flatskjæra N, strandeng 2	59	27	Tusengylden		
Østfold	Rute	Halden	Flatskjæra N, strandeng 3	220	17	Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Halden	Isebakke Ø, strandeng 1	117	18	Tusengylden		
Østfold	Rute	Halden	Isebakke Ø, strandeng 2	67	20	Tusengylden		
Østfold	Rute	Hvaler	Alkesten	13	11			
Østfold	Rute	Hvaler	Haslesundet i Botnekilen, strandeng 1	1091	30	Dverggylden		
Østfold	Rute	Hvaler	Haslesundet i Botnekilen, strandeng 2	2488	36	Krusfrø Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Hvaler	Herføl: Tøfte	1739	32	Jordbærkløver		
Østfold	Rute	Hvaler	Libauen, strandeng 1	577	33	Dverggylden Jordbærkløver Strandrødtopp		

Østfold	Rute	Hvaler	Libauen, strandeng 2	540	37	Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Hvaler	S for Vikar	322	30			
Østfold	Rute	Hvaler	Sagene i Botnekilen	1592	34	Tusengylden		
Østfold	Rute	Hvaler	Seiløy N, strandeng 1	38	24	Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Hvaler	Seiløy N, strandeng 2	53	29			
Østfold	Rute	Hvaler	Tjeldholmen N	719	36	Dverggylde Pusleblom Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Hvaler	Tjeldholmen: Storenga	10066	33	Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Hvaler	Utgårdskilen	18331	71	Bukkebeinurt Dverggylde Jordbærkløver Pusleblom Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Hvaler	Utgårdskilen, strandeng 2	156	26			
Østfold	Rute	Hvaler	Vikerkilen	24510	64	Bukkebeinurt Dverggylde Krusfrø Ormetunge Pusleblom Smalsøte Strandrødtopp Tusengylden		
Østfold	Subj	Hvaler	Skipstadkilen	16087	52	Krusfrø Ormetunge Strandrødtopp	104 (håv)	<i>Stenus bohemicus</i> <i>Trachys scrobiculata</i>
Østfold	Subj	Hvaler	Salta SØ	2561	NA	NA	55 (håv)	<i>Stenus bohemicus</i>
Østfold	Subj	Moss	Fuglevik N	2573	45	Bukkebeinurt Dverggylde Jordbærkløver Strandrødtopp		
Østfold	Subj	Moss	Rambergbukta	2848	NA	NA	97 (håv)	<i>Ampedus sanguinolentus</i> <i>Stenus bohemicus</i>
Østfold	Subj	Råde	Fuglevik	8452	NA	NA	95 (håv)	<i>Stenus bohemicus</i>
Østfold	Rute	Sarpsborg	Dusebukta, strandeng 1	50	16	Tusengylden		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Dusebukta, strandeng 2	135	18	Strandrødtopp		



Østfold	Rute	Sarpsborg	Dusebukta, strandeng 3	191	40	Strandrødtopp Tusengylden		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Dusebukta, strandeng 4	59	31	Strandrødtopp Tusengylden		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Dusebukta, strandeng 5	25	16	Strandrødtopp Tusengylden		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Dusebukta, strandeng 6	18	16	Strandrødtopp Tusengylden		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Dusebukta, strandeng 7	108	18	Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Dusebukta, strandeng 8	2038	31	Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Rosnekilen	8457	38	Dverggylden Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Søndre Karlsøy V, strandeng 1	172	22	Strandrødtopp		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Søndre Karlsøy V, strandeng 3	79	18	Strandrødtopp Tusengylden		
Østfold	Rute	Sarpsborg	Søndre Karlsøy V, strandeng 4	16	11	Strandrødtopp Tusengylden		
Vestfold	Naturbase	Larvik	Hemskilen	18703	29	Buesøtgras		
Vestfold	Naturbase	Larvik	Hummerbakfjorden	3449	30			
Vestfold	Naturbase	Larvik	Nevlungstranda	6094	45	Dverggylden Krypbeinurt Strandrødtopp		
Vestfold	Naturbase	Sandefjord	Hafallen V	1076	61		69 (fallfelle)	
Vestfold	Naturbase	Tjøme	Barkevika	6389	59	Dverggylden Jordbærkløver Strandrødtopp	139 (fallfelle + håv)	<i>Kateretes rufilabris</i> <i>Mecinus collaris</i> <i>Paracymus aeneus</i> <i>Stenus atratulus</i> <i>Stenus bohemicus</i>
Vestfold	Naturbase	Tjøme	Berstad	7320	66	Dverggylden Ormetunge Strandrødtopp		
Vestfold	Naturbase	Tjøme	Holme	1001	47	Dverggylden Ormetunge Tusengylden	110 (fallfelle + håv)	<i>Euconnus wetterhallii</i> <i>Kateretes rufilabris</i> <i>Mecinus collaris</i> <i>Stenus atratulus</i> <i>Stenus bohemicus</i>
Vestfold	Naturbase	Tjøme	Taredyngrevet	3469	57	Blåbringebær Bukkebeinurt Dverggylden	161 (fallfelle + håv)	<i>Euconnus wetterhallii</i> <i>Mecinus collaris</i> <i>Stenus atratulus</i>

						Jordbærkløver Strandrødtopp		<i>Stenus bohemicus</i>
Vestfold	Naturbase	Tjøme	Ørahavna	242	48	Dverggylden Jordbærkløver Krusfrø Ormetunge Smalsøte Strandmalurt Tusengylden	113 (fallfelle + håv)	<i>Aphodius niger</i> <i>Bagous claudicans</i> <i>Stenus bohemicus</i>
Vestfold	Naturbase	Tønsberg	Tjuvholmen	41462	32			
Vestfold	Naturbase	Tønsberg	Vestre Ilene	24647	69	Bukkebeinurt Dverggylden Strandrødtopp		
Telemark	Naturbase	Bamble	Vinjekilen	15110	32	Strandrødtopp		
Telemark	Naturbase	Kragerø	Bråtøymyr	896	39	Dverggylden		
Telemark	Naturbase	Kragerø	Burøy V	3940	41			
Telemark	Naturbase	Kragerø	Hellesengtjenna	3878	33	Strandrødtopp Dverggylden Tusengylden Vipestarr		
Telemark	Naturbase	Kragerø	S for Burøytjenna, strandeng 1	1007	29	Strandrødtopp		
Telemark	Naturbase	Kragerø	S for Burøytjenna, strandeng 2	1661	37	Strandrødtopp		
Telemark	Naturbase	Kragerø	S for Burøytjenna, strandeng 3	605	27	Strandrødtopp		
Telemark	Naturbase	Kragerø	Skredderhavna	305	35	Dverggylden Pusleblom		
Telemark	Naturbase	Kragerø	Stavseng N	110	31			
Telemark	Naturbase	Kragerø	Sveivdokkhølen	391	32	Dverggylden Pusleblom Strandrødtopp		
Telemark	Naturbase	Kragerø	Sølekilen	5484	47			
Telemark	Naturbase	Kragerø	Ytre Kalstadkilen	388	31	Dverggylden		
Aust-Agder	Rute	Arendal	Hamnevollneset	144	28			
Aust-Agder	Subj	Arendal	Hovstølkilen	7580			103 (håv)	<i>Mecinus collaris</i> <i>Stenus atratulus</i>
Aust-Agder	Rute	Arendal	Skudereis N	682	36			

Aust-Agder	Rute	Grimstad	Arnevik	107	17			
Aust-Agder	Rute	Grimstad	Arnevik, eng 2	29	NA	NA		
Aust-Agder	Rute	Grimstad	Rodviga	84	6			
Aust-Agder	Rute	Grimstad	Saulekilen	306	46	Strandrødtopp		
Aust-Agder	Subj	Grimstad	Saulekilen ved Vågsnes	2897	NA	NA	73 (håv)	<i>Kateretes rufilabris</i>
Aust-Agder	Subj	Grimstad	Søm-Ruakerkilen NR	6909	57	Dverglin Strandrødtopp	93 (håv)	
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Hellekilen V, eng 1	725	28	Strandrødtopp		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Hellekilen V, eng 2	88	13	0		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Indre Tronderøya	397	28	Strandrødtopp		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Indre Årsnes, strandeng 1	99	14	0		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Indre Årsnes, strandeng 2	56	20	0		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Indre Årsnes, strandeng 3	12	14	0		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Indre Årsnes, strandeng 4	78	16	0		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Indre Årsnes, strandeng 5	246	31	Strandrødtopp		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Tronderøya NØ, eng 1	5869	42	Strandrødtopp		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Tronderøya NØ, eng 2	98	20	Strandrødtopp		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Tronderøya NØ 2, eng 1	903	31	Strandrødtopp		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Tronderøya NØ 2, eng 2	66	18	0		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Tronderøya NØ 2, eng 3	214	16	0		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Østerøya Ø	1232	36	Dverggylde Prikkestarr		
Aust-Agder	Rute	Lillesand	Åmbunes	46	21	Strandrødtopp		
Aust-Agder	Rute	Risør	Klingrekilen	39	28	0		
Aust-Agder	Rute	Tvedestrand	Teistholmene 1	307	28	0		
Aust-Agder	Rute	Tvedestrand	Teistholmene 2	244	31	Dverggylde		
Aust-Agder	Rute	Tvedestrand	Teistholmene 3	32	21	Dverggylde		
Vest-Agder	Rute	Farsund	Borshavn	5717	24	0		
Vest-Agder	Rute	Farsund	Hoskuldnes	26	21	0		

Vest-Agder	Rute	Farsund	Kjørrefjord, eng 1	2186	24	0		
Vest-Agder	Rute	Farsund	Kjørrefjord, eng 2	278	12	0		
Vest-Agder	Subj	Kristiansand	Hamresanden	17785	41	Dverggylden Strandrødtopp Tusengylden Vipestarr	44 (håv)	<i>Stenus bohemicus</i>
Vest-Agder	Rute	Kvinesdal	Sande	915	59	0		
Vest-Agder	Rute	Lyngdal	Indre Svenevik	28	10	0		
Vest-Agder	Rute	Lyngdal	Vraget, eng 1	131	17	0		
Vest-Agder	Rute	Lyngdal	Vraget, eng 2	44	10	0		
Rogaland	Rute	Hå	Vest for Nærbø	1370	35	0		
Rogaland	Rute	Karmøy	Innebrekk, eng 1	125	15	0		
Rogaland	Rute	Karmøy	Innebrekk, eng 2	70	14	0		
Rogaland	Rute	Karmøy	Innebrekk, eng 3	294	21	0		
Rogaland	Rute	Karmøy	Innebrekk, eng 4	152	17	0		
Rogaland	Rute	Karmøy	N for Kopervik	918	25	0		
Rogaland	Rute	Karmøy	S for Vormedal	85	21	0		
Rogaland	Rute	Karmøy	Stutøya, eng 1	2006	35	0		
Rogaland	Rute	Karmøy	Stutøya, eng 2	221	22	0		
Rogaland	Rute	Kvitsøy	Hestholmen, eng 2	277	12	0		
Rogaland	Rute	Kvitsøy	Hestholmen, eng 3	138	17	0		
Rogaland	Rute	Kvitsøy	Langøy	1712	25	0		
Rogaland	Rute	Sandnes	Littlevågen	802	27	0		
Rogaland	Rute	Sola	Kolnes S	2975	43	0		
Rogaland	Rute	Tysvær	Kårstø øst	19	11	0		
Rogaland	Rute	Tysvær	Nedstrand	395	41	0		
Rogaland	Rute	Tysvær	Stong	50	NA	NA		

## Vedlegg 3 Biller registrert i ARKO

Billar fanget med håv på 14 strandenglokaliteter i 2013 og 2014. Første kolonne angir funksjonsgruppe for den enkelte art: R=rovdyr, D=dekompositør, S=soppeter, P=planteeter.

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)	Hvaler (S. Sandøy), Salta 10.VI.2014	Hvaler (Asmaløy), Skipstadkilen 05.VI.2013	Hvaler (Asmaløy), Skipstadkilen 09.VI.2014	Fredrikstad (Kråkerøy), Bjørnevågen 05.VI.2013	Fredrikstad (Kråkerøy), Gonvad 07.VI.2013	Fredrikstad (Kråkerøy), Gonvad 09.VI.2014	Råde, Fuglevik 06.VI.2013	Råde, Fuglevik 08.VI.2014	Moss (Jeløy), Rambergbukta 06.VI.2013	Moss (Jeløy), Rambergbukta 09.VI.2014	Tjøme, Barkevika 05.VI.2013	Tjøme, Barkevika 11.VI.2014	Tjøme, Holme 06.VI.2013	Tjøme, Holme 11.VI.2014	Tjøme, Taredyngrevet 05.VI.2013	Tjøme, Taredyngrevet 11.VI.2014	Tjøme, Ørahavna 06.VI.2013	Tjøme, Ørahavna 11.VI.2014	Arendal, Hovstøkkilen 06.VI.2013	Arendal, Hovstøkkilen 12.VI.2014	Grimstad, Ruakerkilen 04.VI.2013	Grimstad, Ruakerkilen 12.VI.2014	Grimstad, Saulekilen 04.VI.2013	Grimstad, Saulekilen 12.VI.2014	Kristiansand, Hamresanden 07.VI.2013	Kristiansand, Hamresanden 12.VI.2014	SUM
<b>Dytiscidae (vannkalver)</b>																												
Hydroporus planus (Fabricius, 1781)	R																				1							1
<b>Carabidae (løpebiller)</b>																												
Elaphrus cupreus Duftschmid, 1812	R											1																1
Bembidion minimum (Fabricius, 1792)	R																3											3
Pterostichus rhaeticus Heer, 1837	R																		1									1
Amara plebeja (Gyllenhal, 1810)	P																								1			1
Harpalus latus (Linnaeus, 1758)	P					1																						1
Anisodactylus binotatus (Fabricius, 1787)	R					1																						1
Acupalpus parvulus (Sturm, 1825)	R					1																						1
Demetrias imperialis (Germar, 1824)	R						1																					1
Philorhizus sigma (Rossi, 1790)	R																				5							5
Philorhizus notatus (Stephens, 1827)	R																				1							1
<b>Helophoridae (furevannkjær)</b>																												
Helophorus aequalis Thomson, 1868	D																								1			1
Helophorus brevipalpis Bedel, 1881	D		1																									1
Helophorus minutus Fabricius, 1775	D							1																				1
Helophorus strigifrons Thomson, 1868	D							1		1																		2
<b>Hydrophilidae (vannkjær)</b>																												
Paracymus aeneus (Germar, 1824)	D											1																1
Anacaena lutescens (Stephens, 1829)	D				1																							1
Cercyon littoralis (Gyllenhal, 1808)	D																											3
Cercyon castaneipennis Vorst, 2009	D												1															1
Cercyon melanocephalus (Linnaeus, 1758)	D		1																									1
Cercyon lateralis (Marsham, 1802)	D				2																							2
Cercyon unipunctatus (Linnaeus, 1758)	D																											1
Cercyon tristis (Illiger, 1801)	D		1						1						1													3
<b>Hydraenidae (palpebiller)</b>																												
Ochthebius marinus (Paykull, 1798)	D					1	1			2																		4
<b>Ptiliidae (fjærvinger)</b>																												
Ptenidium nitidum (Heer, 1841)	S				16							2																18
Acrotrichis grandicollis (Mannerheim, 1844)	S		1																									1
Acrotrichis silvatica Roskoth, 1935	S				1																							1
Acrotrichis fascicularis (Herbst, 1793)	S				1							1											2					4
Acrotrichis strandi Sundt, 1958	S				2																							2
<b>Leiodidae (mycelbiller)</b>																												
Leiodes ferruginea (Fabricius, 1787)	S				2			1	1		1																	5
Catops morio (Fabricius, 1787)	D				2																							2
Catops fuliginosus Erichson, 1837	D				1																							1
<b>Silphidae (åtselbiller)</b>																												
Oiceoptoma thoracicum (Linnaeus, 1758)	D																				1							1
<b>Staphylinidae (kortvinger)</b>																												
Nevraphes elongatulus (Müller & Kunze, 1822)	R				1																							1
Stenichnus collaris (Müller & Kunze, 1822)	R				1																							1
Eusphalerum minutum (Fabricius, 1792)	P	23	37	11								6	27					1	1									106
Eusphalerum sorbi (Gyllenhal, 1810)	P																				1							1
Omalium rugatum Mulsant & Rey, 1880	R									1																		1
Deliphrum tectum (Paykull, 1789)	R				1																							1
Acidota crenata (Fabricius, 1792)	R		1	4										1								1						7
Micropeplus porcatus (Paykull, 1789)	R							1																				1
Tychus niger (Paykull, 1800)	R				2																							2
Rybaxis longicornis (Leach, 1817)	R				1																1	1						3
Brachygluta fossulata (Reichenbach, 1816)	R																				4							4
Brachygluta sinuata (Aubé, 1833)	R																				1							1
Brachygluta helferi (Schmidt-Goebel, 1836)	R				5					1											3							9

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)	Hvaler (S. Sandøy), Salta 10.VI.2014	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 05.VI.2013	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 09.VI.2014	Fredrikstad (Kr.øy), Bjørnevågen 05.VI.2013	Fredrikstad (Kr.øy), Golvad 07.VI.2013	Fredrikstad (Kr.øy), Golvad 09.VI.2014	Råde, Fuglevik 06.VI.2013	Råde, Fuglevik 08.VI.2014	Moss (Jeley), Rambergbukta 06.VI.2013	Moss (Jeley), Rambergbukta 09.VI.2014	Tjøme, Barkevika 05.VI.2013	Tjøme, Barkevika 11.VI.2014	Tjøme, Holme 06.VI.2013	Tjøme, Holme 11.VI.2014	Tjøme, Tarecyngrevet 05.VI.2013	Tjøme, Tarecyngrevet 11.VI.2014	Tjøme, Øråhavra 06.VI.2013	Tjøme, Øråhavra 11.VI.2014	Arendal, Hovstøkkilen 06.VI.2013	Arendal, Hovstøkkilen 12.VI.2014	Grimstad, Ruakerkilen 04.VI.2013	Grimstad, Ruakerkilen 12.VI.2014	Grimstad, Saulekilen 04.VI.2013	Grimstad, Saulekilen 12.VI.2014	Kristiansand, Hamresanden 07.VI.2013	Kristiansand, Hamresanden 12.VI.2014	SUM
<i>Fagniezia impressa</i> (Panzer, 1805)	R				1																						1	
<i>Mycetoporus lepidus</i> (Gravenhorst, 1806)	R				1						1																1	
<i>Sepedophilus im maculatus</i> (Stephens, 1832)	R																		1								2	
<i>Tachyporus obtusus</i> (Linnaeus, 1767)	R				2	1		1																			4	
<i>Tachyporus solutus</i> Erichson, 1839	R							1																			1	
<i>Tachyporus hypnorum</i> (Fabricius, 1775)	R				10											2											12	
<i>Tachyporus chrysomelinus</i> (Linnaeus, 1758)	R	1			3			1															1				6	
<i>Tachyporus dispar</i> (Paykull, 1789)	R							1								1				1	1				1		5	
<i>Tachinus rufipes</i> Gravenhorst, 1802	R							1						1								1					3	
<i>Tachinus latcollis</i> Gravenhorst, 1802	R																						1				1	
<i>Oxypoda elongatula</i> Aubé, 1850	R							1																			1	
<i>Oxypoda brevicornis</i> (Stephens, 1832)	R											2															2	
<i>Phloeopora corticalis</i> (Gravenhorst, 1802)	R					1																					1	
<i>Thinonoma atra</i> (Gravenhorst, 1806)	R		6		3																		1				10	
<i>Schistoglossa viduata</i> (Erichson, 1837)	R																							1			1	
<i>Schistoglossa curtipennis</i> (Sharp, 1869)	R					1																					1	
<i>Aloconota gregaria</i> (Erichson, 1839)	R				1			1																			2	
<i>Atheta elongatula</i> (Gravenhorst, 1802)	R				2			2				8						1				1					14	
<i>Atheta hygrobata</i> (Thomson, 1856)	R				1																						1	
<i>Atheta melanocera</i> (Thomson, 1856)	R											1													1		2	
<i>Atheta malleus</i> Joy, 1913	R				4							1															5	
<i>Atheta volans</i> (Scriba, 1859)	R							1		1											2		1				5	
<i>Atheta deformis</i> (Kraatz, 1856)	R																			1							1	
<i>Atheta fallaciosa</i> (Sharp, 1869)	R				1																						1	
<i>Acrotona orbata</i> (Erichson, 1837)	R					1						1															2	
<i>Acrotona fungi</i> (Gravenhorst, 1806)	R	1	1		2			2		5	3	1	1							1	1	1			2		21	
<i>Atheta heymesii</i> Hubenthal, 1913	R										1																1	
<i>Alianta incana</i> (Erichson, 1837)	R	1								1											1						3	
<i>Amischa decipiens</i> (Sharp, 1869)	R				61			1																			62	
<i>Amischa nigrofusca</i> (Stephens, 1832)	R					1	1			1	1																4	
<i>Amischa bifoveolata</i> (Mannerheim, 1830)	R																			1							1	
<i>Falagria sulcatula</i> (Gravenhorst, 1806)	R																1					1					2	
<i>Leptusa pulchella</i> (Mannerheim, 1830)	R																							1			1	
<i>Autalia rivularis</i> (Gravenhorst, 1802)	R																			1							1	
<i>Autalia puncticollis</i> Sharp, 1864	R				1							1															2	
<i>Cypha tarsalis</i> (Luze, 1902)	R															1											1	
<i>Cypha laeviuscula</i> (Mannerheim, 1830)	R				1						1	1					3										6	
<i>Carpelimus corticinus</i> (Gravenhorst, 1806)	P	1				1	4	1	4		17	1	1		1		1	1				12	13				58	
<i>Carpelimus foveolatus</i> (Sahlberg, 1832)	P										1						3										4	
<i>Carpelimus gracilis</i> (Mannerheim, 1830)	P														1												1	
<i>Carpelimus elongatulus</i> (Erichson, 1839)	P					2																					2	
<i>Anotylus rugosus</i> (Fabricius, 1775)	R		1					3																1			5	
<i>Stenus junco</i> (Paykull, 1789)	R				2														2					1			5	
<i>Stenus clavicornis</i> (Scopoli, 1763)	R				1			1											1								3	
<i>Stenus boops</i> Ljungh, 1810	R													2													2	
<i>Stenus incompressus</i> Erichson, 1839	R		3									1															4	
<i>Stenus atratulus</i> Erichson, 1839	R											1								1							2	
<i>Stenus canaliculatus</i> Gyllenhal, 1827	R			1				1																	1		3	
<i>Stenus pusillus</i> Stephens, 1833	R											1															1	
<i>Stenus brunripes</i> Stephens, 1833	R				1							2			2												5	
<i>Stenus fulvicornis</i> Stephens, 1833	R											1	1													1	5	
<i>Stenus bohemicus</i> Machulka, 1947	R	5	1		7	4		5		3	15	1		1	4	2	1	1	1						3		54	
<i>Stenus similis</i> (Herbst, 1784)	R					1		3	1																		5	
<i>Stenus cinctoides</i> (Schaller, 1783)	R	7	1	4	4			2	1		1							2					1	3	1	1	28	
<i>Stenus binotatus</i> Ljungh, 1804	R											1															1	
<i>Stenus umbratilis</i> Casey, 1884	R									1																	1	
<i>Stenus bifoveolatus</i> Gyllenhal, 1827	R																						1				1	
<i>Euaesthetus laeviusculus</i> Mannerheim, 1844	R				2																						2	
<i>Paederus fuscipes</i> Curtis, 1826	R	5			2	3		1												3	2	1	5	1	1	9	31	64

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)	Hvaler (S. Sandøy), Salta 10.VI.2014	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 05.VI.2013	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 09.VI.2014	Fredrikstad (Kr.øy), Bjørnevågen 05.VI.2013	Fredrikstad (Kråkerøy), Gonvad 07.VI.2013	Fredrikstad (Kråkerøy), Gonvad 09.VI.2014	Råde, Fuglevik 06.VI.2013	Råde, Fuglevik 08.VI.2014	Moss (Jeley), Rambergbukta 06.VI.2013	Moss (Jeley), Rambergbukta 09.VI.2014	Tjøme, Barkevika 05.VI.2013	Tjøme, Barkevika 11.VI.2014	Tjøme, Holme 06.VI.2013	Tjøme, Holme 11.VI.2014	Tjøme, Tarecyngrevet 05.VI.2013	Tjøme, Tarecyngrevet 11.VI.2014	Tjøme, Øråhavra 06.VI.2013	Tjøme, Øråhavra 11.VI.2014	Arendal, Hovstøkkilen 06.VI.2013	Arendal, Hovstøkkilen 12.VI.2014	Grimstad, Ruakerkilen 04.VI.2013	Grimstad, Ruakerkilen 12.VI.2014	Grimstad, Saulekilen 04.VI.2013	Grimstad, Saulekilen 12.VI.2014	Kristiansand, Hamresanden 07.VI.2013	Kristiansand, Hamresanden 12.VI.2014	SUM
<i>Pseudomedon obscurellus</i> (Erichson, 1840)	R																			1							1	
<i>Scopaeus laevigatus</i> (Gyllenhal, 1827)	R																					1						1
<i>Gyrophypnus fracticornis</i> (Müller, 1776)	R															2												2
<i>Erichsonius cinerascens</i> (Gravenhorst, 1802)	R				1											2												1
<i>Gabrius brevipenter</i> (Sperk, 1835)	R	1				2		2			5	1			3	1					1						16	
<i>Philonthus quisquiliarius</i> (Gyllenhal, 1810)	R							1																				1
<b>Scarabaeidae (skarabider)</b>																												
<i>Aphodius punctatosulcatus</i> Sturm, 1805	D						1																					1
<i>Phyllopertha horticola</i> (Linnaeus, 1758)	P	3																										3
<b>Scirtidae (hårbiller)</b>																												
<i>Elodes minuta</i> (Linnaeus, 1767)	D						2																1					3
<i>Microcara testacea</i> (Linnaeus, 1767)	D									1																		1
<i>Cyphon coarctatus</i> Paykull, 1799	D				2	1		7		1	3	2									3	37	4	1	3	1	3	68
<i>Cyphon variabilis</i> (Thunberg, 1785)	D	1				1	1	1										6			4	4	1	2		2	3	22
<i>Cyphon laevipennis</i> Tournier, 1868	D	3	13	3	5	1	19	2	4					1	2	2	1	4	2			1		1			2	66
<i>Cyphon pubescens</i> (Fabricius, 1792)	D									1																		1
<i>Cyphon padi</i> (Linnaeus, 1758)	D	1	7	1	4	3	6	1	6	1	2	4		6	7	1	37	2		3	5	3	4	4	6	2	116	
<b>Buprestidae (praktbiller)</b>																												
<i>Trachys scrobiculata</i> Kiesenwetter, 1857	P	1																										1
<b>Dryopidae (mudderbiller)</b>																												
<i>Dryops ernesti</i> Des Gozis, 1886	D																									1		1
<b>Heteroceridae (strandgravere)</b>																												
<i>Heterocerus flexuosus</i> Stephens, 1829	D									1																		1
<b>Throscidae (halvsmellere)</b>																												
<i>Trixagus dermestoides</i> (Linnaeus, 1767)	P																	3		2								5
<i>Trixagus carinifrons</i> (Bonvouloir, 1859)	P							1																				1
<b>Elateridae (smellere)</b>																												
<i>Agrypnus murinus</i> (Linnaeus, 1758)	R										1																	1
<i>Athous haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1801)	R																				1		1	1				3
<i>Athous subfuscus</i> (Müller, 1764)	R																				1		2	1				5
<i>Pheletes aeneoniger</i> (De Geer, 1774)	R	1																2	1	1								5
<i>Denticollis linearis</i> (Linnaeus, 1758)	R		2					2													1	3						8
<i>Actenicerus sjælendicus</i> (Müller, 1764)	R	1			1		2	1			3	1		1		2									1			13
<i>Prosternon tessellatum</i> (Linnaeus, 1758)	R	3					1						1		1		3			1							10	
<i>Paraphotistus impressus</i> (Fabricius, 1792)	R												1															1
<i>Selatosomus aeneus</i> (Linnaeus, 1758)	R				1																							1
<i>Zoroachros dermestoides</i> (Herbst, 1806)	R															1												1
<i>Ampedus sanguinolentus</i> (Schrank, 1776)	R							1																				1
<i>Ampedus balteatus</i> (Linnaeus, 1758)	R	1																										1
<i>Agriotes lineatus</i> (Linnaeus, 1767)	R				1					2	1	2				1												7
<i>Agriotes obscurus</i> (Linnaeus, 1758)	R																1							1				2
<i>Dalopius marginatus</i> (Linnaeus, 1758)	R				2						2	2		1				1						1	2			11
<b>Cantharidae (bløtvinger)</b>																												
<i>Cantharis fusca</i> Linnaeus, 1758	R	2	2		1											2	6	2				2		1				18
<i>Cantharis rustica</i> Fallén, 1807	R																5											5
<i>Cantharis obscura</i> Linnaeus, 1758	R	2											1		1						2	2	1		1			10
<i>Cantharis nigricans</i> (Müller, 1776)	R	1						1	3						1	2		1	2	1		2		2	3	1		20
<i>Cantharis pellucida</i> Fabricius, 1792	R	1	1		1		1	1		1				1		1	1	2		5	1					1		19
<i>Cantharis livida</i> Linnaeus, 1758	R	1			1										3					2	1	1		1				10
<i>Cantharis figurata</i> Mannerheim, 1843	R	15	5	5	7	13	19	14	7	10	4	63	11	8	9	1	3	6	29	3	12	6	2	5	10	5	3	275
<i>Cantharis decipiens</i> Baudi, 1871	R																											2
<i>Cantharis rufa</i> Linnaeus, 1758	R		1		1			1		2	1	5	32	15		18	14											90
<i>Cantharis flavilabris</i> Fallén, 1807	R	18		13	8	12	6		3		3		86		43		68		495		23		377				1155	
<i>Cantharis paludosa</i> Fallén, 1807	R																						4					4
<i>Rhagonycha testacea</i> (Linnaeus, 1758)	R																		30	118			3	45	4	3	203	
<i>Rhagonycha nigriventris</i> Thomson, 1864	R	5	10	9	3	5	9	1	10	4	8	2	1	4		1	1	9	7	23	2	1	3	7	6	15	146	
<i>Rhagonycha lignosa</i> (Müller, 1764)	R				2			7				1	1					1	2		1	2		1	1		19	
<i>Rhagonycha atra</i> (Linnaeus, 1767)	R														1													1
<i>Podistra rufotestacea</i> (Letzner, 1845)	R									3																		3

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)	Hvaler (S. Sandøy), Salta 10.VI.2014	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 05.VI.2013	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 09.VI.2014	Fredrikstad (Kr.øy), Bjørnevågen 05.VI.2013	Fredrikstad (Kr.øy), Gønvad 07.VI.2013	Fredrikstad (Kr.øy), Gønvad 09.VI.2014	Råde, Fuglevik 06.VI.2013	Råde, Fuglevik 08.VI.2014	Moss (Jeløy), Rambergbukta 06.VI.2013	Moss (Jeløy), Rambergbukta 09.VI.2014	Tjøme, Barkevika 05.VI.2013	Tjøme, Barkevika 11.VI.2014	Tjøme, Holme 06.VI.2013	Tjøme, Holme 11.VI.2014	Tjøme, Tarecyngrevet 05.VI.2013	Tjøme, Tarecyngrevet 11.VI.2014	Tjøme, Ørahavna 06.VI.2013	Tjøme, Ørahavna 11.VI.2014	Arendal, Hovstøkkilen 06.VI.2013	Arendal, Hovstøkkilen 12.VI.2014	Grimstad, Ruakerkilen 04.VI.2013	Grimstad, Ruakerkilen 12.VI.2014	Grimstad, Saulekilen 04.VI.2013	Grimstad, Saulekilen 12.VI.2014	Kristiansand, Hamresanden 07.VI.2013	Kristiansand, Hamresanden 12.VI.2014	SUM
<i>Malthodes marginatus</i> (Latreille, 1806)	R														1	1				1	1		1		1	4		
<i>Malthodes pumilus</i> (Brébisson, 1835)	R																			2	12	2		3		21		
<i>Malthodes spathifer</i> Kiesenwetter, 1852	R														1					3				4		8		
<i>Malthodes brevicollis</i> (Paykull, 1798)	R	1						1						1				1	1	2		2				11		
<b>Ptinidae (borebiller)</b>																												
<i>Dryophilus pusillus</i> (Gyllenhal, 1808)	P												1	5				1								7		
<i>Ernobius abietinus</i> (Gyllenhal, 1808)	P											1									2					3		
<b>Dasytidae (børstebiller)</b>																												
<i>Dasytes niger</i> (Linnaeus, 1760)	R		1	3	3					14	1	3	26				8	63	3	3			1	3		132		
<i>Dasytes caeruleus</i> (De Geer, 1774)	R																				4		1			5		
<i>Dasytes plumbeus</i> (Müller, 1776)	R				1									9		1									1	12		
<i>Dolichosoma lineare</i> (Rossi, 1792)	R	4	3	2	3					2	1	13	2	9	1	3										43		
<b>Malachiidae (blærebiller)</b>																												
<i>Charopus flavipes</i> auct. nec (Dejean, 1833)	R	8	3			4																				15		
<i>Cordylepherus viridis</i> (Fabricius, 1787)	R	8	4	9	12	1	5	4		10	13	3	18	3	1	29	76			27		3	4	28		258		
<i>Malachus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1758)	R				1			1	2	2	1			2	1											10		
<i>Anthocomus fasciatus</i> (Linnaeus, 1758)	R																			1						1		
<b>Kateretidae (stumpglansbiller)</b>																												
<i>Kateretes pedicularius</i> (Linnaeus, 1758)	P	25		3	7		26			5	1					13	9	38		73	1	12		10		223		
<i>Kateretes pusillus</i> (Thunberg, 1794)	P	2		1			4																			7		
<i>Kateretes rufilabris</i> (Latreille, 1807)	P									1				1										1		3		
<i>Brachypterus urticae</i> (Fabricius, 1792)	P	2					1	3	1							1	1									9		
<i>Brachypterus glaber</i> (Newman, 1834)	P	1	2						2							10	6									21		
<i>Brachypterus linearis</i> (Stephens, 1830)	P	22	1		1	1								1						2						28		
<b>Nitidulidae (glansbiller)</b>																												
<i>Eपुरaea pallescens</i> (Stephens, 1832)	D							1																		1		
<i>Eपुरaea aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	D																							1		1		
<i>Meligethes denticulatus</i> (Heer, 1841)	P								1																	1		
<i>Meligethes flavimanus</i> Stephens, 1830	P								1			2		1											1	5		
<i>Meligethes aeneus</i> (Fabricius, 1775)	P	5	2	4	5	2	12	16	35	18		2			4	2		1								108		
<i>Meligethes persicus</i> Faldermann, 1835	P																							1		1		
<i>Meligethes ovatus</i> Sturm, 1845	P		1																							1		
<i>Meligethes carinulatus</i> Förster, 1849	P	3	7	2	4	1	1			1	2	34	39	1		18	32	8	10							163		
<i>Cychramus luteus</i> (Fabricius, 1787)	D											1								1						2		
<b>Silvanidae (skogflatbiller)</b>																												
<i>Silvanoprus fagi</i> (Guérin-Ménéville, 1844)	R							1																		1		
<b>Phalacridae (glattbiller)</b>																												
<i>Phalacrus substriatus</i> Gyllenhal, 1813	R						11																			12		
<i>Phalacrus caricis</i> Sturm, 1807	R												1					2		22						25		
<i>Oilibrus aeneus</i> (Fabricius, 1792)	R		2																							2		
<i>Oilibrus millefolii</i> (Paykull, 1800)	R		5															1								6		
<i>Stilbus oblongus</i> (Erichson, 1845)	R				8		1	25	2	2									17	11	2	1		4	1	2	76	
<i>Stilbus atomarius</i> (Linnaeus, 1767)	R				1																					1		
<b>Cryptophagidae (fuktbiller)</b>																												
<i>Telmatophilus typhae</i> (Fallén, 1802)	S						1		3											4		3		1	1	13		
<i>Micrambe bimaculata</i> (Panzer, 1798)	S							1		1																2		
<i>Micrambe woodroffei</i> Johnson, 2007	S															1										1		
<i>Cryptophagus dentatus</i> (Herbst, 1793)	S																		1							1		
<i>Cryptophagus dorsalis</i> Sahlberg, 1819	S																						1			1		
<i>Antherophagus similis</i> Curtis, 1835	S													1												1		
<i>Atomaria fuscata</i> (Schönherr, 1808)	S	2			10			1	2	10										1		2	2			30		
<i>Atomaria lewisi</i> Reitter, 1877	S								1																	1		
<i>Atomaria rhenonum</i> Kraatz, 1853	S							1	1	2																4		
<i>Atomaria mesomela</i> (Herbst, 1792)	S																		2							2		
<i>Atomaria atricapilla</i> Stephens, 1830	S								1									2						2		5		
<i>Atomaria turgida</i> Erichson, 1846	S									3																3		
<i>Atomaria apicalis</i> Erichson, 1846	S								2																	2		
<i>Atomaria testacea</i> Stephens, 1830	S							1		2												3		1		7		
<i>Atomaria nigrirostris</i> Stephens, 1830	S																			3		3				6		



FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)														SUM													
	Hvaler (S. Sandøy), Salta 10.VI.2014	Hvaler (S. Sandøy), Salta 10.VI.2014	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 05.VI.2013	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 09.VI.2014	Fredrikstad (Kr.øy), Bjørnevågen 05.VI.2013	Fredrikstad (Kr.øy), Bjørnevågen 07.VI.2013	Fredrikstad (Kr.øy), Golvad 09.VI.2014	Råde, Fuglevik 06.VI.2013	Råde, Fuglevik 08.VI.2014	Moss (Jeløy), Rambergbukta 06.VI.2013	Moss (Jeløy), Rambergbukta 09.VI.2014	Tjøme, Barkevika 05.VI.2013	Tjøme, Barkevika 11.VI.2014	Tjøme, Holme 06.VI.2013	Tjøme, Holme 11.VI.2014	Tjøme, Tarecyngrevet 05.VI.2013	Tjøme, Tarecyngrevet 11.VI.2014	Tjøme, Ørahavna 06.VI.2013	Tjøme, Ørahavna 11.VI.2014	Arendal, Hovstøkkilen 06.VI.2013	Arendal, Hovstøkkilen 12.VI.2014	Grimstad, Ruakerkilen 04.VI.2013	Grimstad, Ruakerkilen 12.VI.2014	Grimstad, Saulekilen 04.VI.2013	Grimstad, Saulekilen 12.VI.2014	Kristiansand, Hamresanden 07.VI.2013	Kristiansand, Hamresanden 12.VI.2014	SUM
<b>Byturidae (bringebeerbiller)</b>																												
<i>Byturus ochraceus</i> (Scriba, 1790)	P		1																									1
<b>Coccinellidae (mariehøner)</b>																												
<i>Coccidula scutellata</i> (Herbst, 1783)	R				2	1	1		1	5		2				4				3	4	7				21	10	61
<i>Coccidula rufa</i> (Herbst, 1783)	R	4	3	23	16	6	4	6	17	2	6	13	5		7	15	12	5	10	12	23	9	11	4	12	19	29	273
<i>Scymnus frontalis</i> (Fabricius, 1787)	R	1																										1
<i>Scymnus femoralis</i> (Gyllenhal, 1827)	R				1																							1
<i>Scymnus suturalis</i> Thunberg, 1795	R																				1							1
<i>Scymnus haemorrhoidalis</i> Herbst, 1797	R		1																									2
<i>Nephus redtenbacheri</i> (Mulsant, 1846)	R													1	1										1			5
<i>Chilocorus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1758)	R																	1										1
<i>Coccinula quatuordecimpustulata</i> (L., 1758)	R				1																							1
<i>Anisosticta novemdecimpunctata</i> (L., 1758)	R	11		4	7	1		3	10	6	1	8	2		2		1			5	2	1	2	33	30	5	13	147
<i>Propylea quatuordecimpunctata</i> (L., 1758)	R	4	5	4	2	1	1	2	20	2	2			1	3	1	7	1	1	2	2		2	2		3		69
<i>Coccinella undecimpunctata</i> Linnaeus, 1758	R								1					1	2	2	1											7
<i>Coccinella septempunctata</i> Linnaeus, 1758	R	1		1		1	1			2	1															9	2	26
<i>Coccinella hieroglyphica</i> Linnaeus, 1758	R	3	1					2	1	1	1		2	1							9							23
<i>Coccinella quinquepunctata</i> Linnaeus, 1758	R		1																							1		2
<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i> (Linnaeus, 1758)	R	2					1		3						1			1	2									10
<i>Tythaspis sedecimpunctata</i> (Linnaeus, 1760)	R							6	2	19	1	8	8				2	2										48
<i>Cynegetis impunctata</i> (Linnaeus, 1767)	P	1						3		26	4					5	3					2						44
<b>Corylophidae (punktiller)</b>																												
<i>Sericoderus lateralis</i> (Gyllenhal, 1827)	S									1																		1
<i>Orthoperus brunneipes</i> (Gyllenhal, 1808)	S							1								1												2
<b>Latridiidae (muggbiller)</b>																												
<i>Enicmus transversus</i> (Olivier, 1790)	S																					1	1					3
<i>Stephostethus lardarius</i> (De Geer, 1775)	S															1					1	2						4
<i>Stephostethus alternans</i> (Mannerheim, 1844)	S									1																		1
<i>Cartodere nodifer</i> (Westwood, 1839)	S											1									3		1					5
<i>Corticaria gibbosa</i> (Herbst, 1793)	S	1	11	3	1			6	6	3	2			1		3				2	5	1		2	5			52
<i>Corticarina similata</i> (Gyllenhal, 1827)	S																			1								1
<i>Corticarina parvula</i> Strand, 1937	S													1														1
<i>Corticarina minuta</i> (Fabricius, 1792)	S		5													2				1	1				2			11
<b>Ciidae (kjukeborere)</b>																												
<i>Cis boleti</i> (Scopoli, 1763)	S																					1						1
<b>Melandryidae (vedborere)</b>																												
<i>Phliotrya rufipes</i> (Gyllenhal, 1810)	P																					1						1
<b>Mordellidae (broddbiller)</b>																												
<i>Mordella aculeata</i> Linnaeus, 1758	P		1		1																							2
<i>Mordellistena pumila</i> (Gyllenhal, 1810)	P																				1							1
<b>Oedemeridae (bløtbukker)</b>																												
<i>Chrysanthia viridissima</i> (Linnaeus, 1758)	R																				3		16		2			21
<i>Chrysanthia geniculata</i> Heyden, 1877	R																					2						2
<i>Oedemera lurida</i> (Marsham, 1802)	R										2	2		2				4	1	6	41	9	1	4		4	76	
<i>Oedemera subrobusta</i> (Nakane, 1954)	R	2	3				3			5	2	2		3	2		1											8
<i>Oedemera virescens</i> (Linnaeus, 1767)	R		4																		7							26
<b>Anthicidae (sandbiller)</b>																												
<i>Notoxus monoceros</i> (Linnaeus, 1760)	D/R?											1																1
<b>Aderidae (øyebiller)</b>																												
<i>Anidorus nigrinus</i> (Germar, 1842)	P/D?												1															1
<b>Scaptiidae (blomsterbiller)</b>																												
<i>Anaspis frontalis</i> (Linnaeus, 1758)	P/D?		5							5	6								2		16				1			35
<i>Anaspis thoracica</i> (Linnaeus, 1758)	P/D?																						1					1
<i>Anaspis rufilabris</i> (Gyllenhal, 1827)	P/D?	1			1		1	1																	1			5
<b>Cerambycidae (trebukker)</b>																												
<i>Grammoptera ruficornis</i> (Fabricius, 1781)	P				1																							1
<i>Molorchus minor</i> (Linnaeus, 1758)	P							1																				1
<b>Orsodacnidae (pollenbladbiller)</b>																												
<i>Orsodacne cerasi</i> (Linnaeus, 1758)	P																				4							4

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)														SUM															
	Hvaler (S. Sandøy), Salta 10.VI.2014	Hvaler (Asmaløy), Skipstadvågen 05.VI.2013	Hvaler (Asmaløy), Skipstadvågen 09.VI.2014	Fredrikstad (Kr.øy), Bjørnevågen 05.VI.2013	Fredrikstad (Kr.øy), Gønvad 07.VI.2013	Fredrikstad (Kr.øy), Gønvad 09.VI.2014	Råde, Fuglevik 06.VI.2013	Råde, Fuglevik 08.VI.2014	Moss (Jeløy), Rambergbukta 06.VI.2013	Moss (Jeløy), Rambergbukta 09.VI.2014	Tjøme, Barkevika 05.VI.2013	Tjøme, Barkevika 11.VI.2014	Tjøme, Holme 06.VI.2013	Tjøme, Holme 11.VI.2014	Tjøme, Tarecyngrevet 05.VI.2013	Tjøme, Tarecyngrevet 11.VI.2014	Tjøme, Øråhavra 06.VI.2013	Tjøme, Øråhavra 11.VI.2014	Arendal, Hovstøkkilen 06.VI.2013	Arendal, Hovstøkkilen 12.VI.2014	Grimstad, Ruakerkilen 04.VI.2013	Grimstad, Ruakerkilen 12.VI.2014	Grimstad, Saulekilen 04.VI.2013	Grimstad, Saulekilen 12.VI.2014	Kristiansand, Hamresanden 07.VI.2013	Kristiansand, Hamresanden 12.VI.2014	SUM			
<b>Chrysomelidae (bladbiller)</b>																														
<i>Donacia vulgaris</i> Zschach, 1788	P																										1	1		
<i>Plateumaris discolor</i> (Herbst, 1795)	P						1		1																		7	9		
<i>Plateumaris braccata</i> (Scopoli, 1772)	P			1																								1	1	
<i>Oulema gallaeciana</i> (Heyden, 1870)	P						5																					5	5	
<i>Oulema melanopus</i> (Linnaeus, 1758)	P	1	1	3	5		6		1																			17	17	
<i>Cryptoccephalus bipunctatus</i> (Linnaeus, 1758)	P																		1									1	1	
<i>Cryptoccephalus nitidus</i> (Linnaeus, 1758)	P																		1									1	1	
<i>Cryptoccephalus querceti</i> Suffrian, 1848	P																					1						1	1	
<i>Bromius obscurus</i> (Linnaeus, 1758)	P																					1						1	1	
<i>Chrysolina polita</i> (Linnaeus, 1758)	P		1																			1						1	1	
<i>Chrysolina staphylaea</i> (Linnaeus, 1758)	P						1												1			1						3	3	
<i>Gastrophysa polygoni</i> (Linnaeus, 1758)	P									1					1													2	2	
<i>Phaedon cochleariae</i> (Fabricius, 1792)	P																					1						1	1	
<i>Phaedon armoraciae</i> (Linnaeus, 1758)	P			1																								1	1	
<i>Phaedon concinnus</i> (Stephens, 1831)	P	16				20	16	6	4	28	7	21	12				8	3	55	15	34	5	7	2	4	3	266	266		
<i>Galerucella lineola</i> (Fabricius, 1781)	P																					1						1	1	
<i>Galerucella californiensis</i> (Linnaeus, 1767)	P						1			5		5		1	5									1				18	18	
<i>Galerucella pusilla</i> (Duftschmid, 1825)	P		1		1				20	19	1	19																61	61	
<i>Galerucella tenella</i> (Linnaeus, 1761)	P	9	25	51	3	9	1	21	39	17	21	4	47						10	66								323	323	
<i>Galerucella</i> sp.	P				1	2					1	26	11	3	1	33	31						1					110	110	
<i>Lochmaea caprea</i> (Linnaeus, 1758)	P			1																								1	1	
<i>Agelastica alni</i> (Linnaeus, 1758)	P																1	1										2	2	
<i>Luperus longicornis</i> (Fabricius, 1781)	P												2												1			3	3	
<i>Phyllotreta vittula</i> (Redtenbacher, 1849)	P					1																						1	1	
<i>Phyllotreta undulata</i> Kulschera, 1860	P	2							1	1	2				4			1										11	11	
<i>Phyllotreta flexuosa</i> (Illiger, 1794)	P																								1			1	1	
<i>Phyllotreta striolata</i> (Fabricius, 1803)	P	1																						1				2	2	
<i>Phyllotreta ochripes</i> (Curtis, 1837)	P	1																										1	1	
<i>Aphthona lutescens</i> (Gyllenhal, 1813)	P	22	21	5						1	26				1	2													78	78
<i>Aphthona euphorbiae</i> (Schränk, 1781)	P			1																								1	1	
<i>Aphthona nonstriata</i> (Goeze, 1777)	P	7	14		4				2	15	1	7																	50	50
<i>Longitarsus plantagomaritimus</i> (Dollm., 1912)	P											4	18																22	22
<i>Longitarsus pratensis</i> (Panzer, 1794)	P											1																1	1	
<i>Longitarsus ganglbaueri</i> Heikertinger, 1912	P																1											1	1	
<i>Altica engstromi</i> (J. Sahlberg, 1893)	P	1	2	4			11	3	1	8	2	4																	36	36
<i>Altica oleracea</i> (Linnaeus, 1758)	P	1																											1	1
<i>Altica longicollis</i> (Allard, 1860)	P											1	1																2	2
<i>Batophila rubi</i> (Paykull, 1799)	P										1	1	1	2			1							1	3				10	10
<i>Lythraia salicariae</i> (Paykull, 1800)	P	9	8	6		4		6	11	19		19	1	12		26		4		5		5	17	18		1			171	171
<i>Neocrepidodera motschulskii</i> (Konst., 1991)	P					5																28		1					34	34
<i>Neocrepidodera ferruginea</i> (Scopoli, 1763)	P																1											2	2	
<i>Crepidodera fulvicornis</i> (Fabricius, 1792)	P	1					2						1															4	4	
<i>Crepidodera aurata</i> (Marsham, 1802)	P						1																					1	1	
<i>Chaetocnema concinna</i> (Marsham, 1802)	P	2			15	2	2		30		2		1			5						1							60	60
<i>Chaetocnema picipes</i> (Thomson, 1866)	P	1																										1	1	
<i>Chaetocnema hortensis</i> (Geoffroy, 1785)	P						6	2	2						2		1					3	1			1			18	18
<i>Chaetocnema sahlbergii</i> (Gyllenhal, 1827)	P				13				3	5			9	5			3	3				1							42	42
<i>Psylliodes affinis</i> (Paykull, 1799)	P	2										1																	3	3
<i>Cassida flaveola</i> Thunberg, 1794	P	1													7														8	8
<i>Bruchus loti</i> Paykull, 1800	P	3					2																						5	5
<b>Anthribidae (soppsnutebiller)</b>																														
<i>Dissoleucas niveirostris</i> (Fabricius, 1798)	P	1																											1	1
<b>Rhynchitidae (snutebladrollere)</b>																														
<i>Temnocerus longiceps</i> (Thomson, 1888)	P																								1				1	1
<b>Apionidae (spissnutebiller)</b>																														
<i>Omphalapion hookerorum</i> (Kirby, 1808)	P	2	1	2			1						2	1	2	1	4	1		14	5	6							42	42
<i>Taeniapion urticarium</i> (Herbst, 1784)	P														1														1	1
<i>Protapion fulvipes</i> (Geoffroy, 1785)	P	2	3	1	10	1	6	8	1		3	42	1		4	3	1	1			3	27		1					118	118

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)	Hvaler (S. Sandøy), Salta 10.VI.2014	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 05.VI.2013	Hvaler (Asmaløy), Skipstaadkilen 09.VI.2014	Fredrikstad (Kr.øy), Bjørnevågen 05.VI.2013	Fredrikstad (Kråkerøy), Gonvad 07.VI.2013	Fredrikstad (Kråkerøy), Gonvad 09.VI.2014	Råde, Fuglevik 06.VI.2013	Råde, Fuglevik 08.VI.2014	Moss (Jeley), Rambergbukta 06.VI.2013	Moss (Jeley), Rambergbukta 09.VI.2014	Tjøme, Barkevika 05.VI.2013	Tjøme, Barkevika 11.VI.2014	Tjøme, Holme 06.VI.2013	Tjøme, Holme 11.VI.2014	Tjøme, Tarecyngrevet 05.VI.2013	Tjøme, Tarecyngrevet 11.VI.2014	Tjøme, Ørahavna 06.VI.2013	Tjøme, Ørahavna 11.VI.2014	Arendal, Hovstøkkilen 06.VI.2013	Arendal, Hovstøkkilen 12.VI.2014	Grimstad, Ruakerkilen 04.VI.2013	Grimstad, Ruakerkilen 12.VI.2014	Grimstad, Saulekilen 04.VI.2013	Grimstad, Saulekilen 12.VI.2014	Kristiansand, Hamresanden 07.VI.2013	Kristiansand, Hamresanden 12.VI.2014	SUM
Protapion trifolii (Linnaeus, 1768)	P				1					1		21		1	1	2											27	
Protapion apricans (Herbst, 1797)	P	2	2			1	2	1				29										3						40
Protapion assimile (Kirby, 1808)	P	2									1	29					1											33
Protapion ononidis (Gyllenhal, 1827)	P									2						29												31
Perapion violaceum (Kirby, 1808)	P		1												2													3
Perapion marchicum (Herbst, 1797)	P									1																		1
Perapion affine (Kirby, 1808)	P				1																							1
Perapion curtirostre (Germar, 1817)	P		7		12						1	1				2				1			1				25	
Apion frumentarium (Linnaeus, 1758)	P			2							4			1	9	1			2								19	
Catapion seniculus (Kirby, 1808)	P					1																					1	
Stenopterapion melliloti (Kirby, 1808)	P										13																13	
Ischnopterapion loti (Kirby, 1808)	P		4				1					2	2	1	1			8		4		1					24	
Ischnopterapion virens (Herbst, 1797)	P							2				2									1			1			6	
Synapion ebeninum (Kirby, 1808)	P									1																	1	
Cyanapion spencii (Kirby, 1808)	P		1				1			1	1			1		32			1	1	1					1	42	
Cyanapion gyllenhalii (Kirby, 1808)	P		2			1			1	1						1		1									7	
Oxystoma subulatum Kirby, 1808	P				1																						1	
Oxystoma cerdo Gerstaecker, 1854	P	2	5	4	4	7	5		4	3	13	26	12	6	69	4	96	3	63	8	39	5	99	1	6		484	
Eutrichapion viciae (Paykull, 1800)	P		10	2	12	12	6	1	7	30	17	32	22	24	14	60	193	16	137	28	40	4	40				707	
Eutrichapion ervi (Kirby, 1808)	P		2					1		2	3																8	
<b>Nanophyidae (dvergsnutebiller)</b>										3	16	2	15									2					38	
Nanophyes marmoratus (Goeze, 1777)	P																											
<b>Eirrhinidae (sumpsnutebiller)</b>																												
Thryogenes festucae (Herbst, 1795)	P				3		3																		62	49	117	
Notaris acridulus (Linnaeus, 1758)	P				5															1							6	
Notaris aethiops (Fabricius, 1792)	P				1																						1	
<b>Curculionidae (snutebiller)</b>																												
Phyllobius viridicollis (Fabricius, 1792)	P									1																	1	
Phyllobius pyri (Linnaeus, 1758)	P		1																								1	
Polydrusus cervinus (Linnaeus, 1758)	P				1														1			3					5	
Sciaphilus asperatus (Bonsdorff, 1785)	P				1																						1	
Exomias pellucidus (Boheman, 1834)	P				1																						1	
Strophosoma melanogrammum (Forst., 1771)	P																								1		1	
Sitona lineatus (Linnaeus, 1758)	P				2																						2	
Sitona suturalis Stephens, 1831	P							10																			10	
Sitona lateralis Gyllenhal, 1834	P	2	4		3	8	1			6	7	17	18	20	24	1	14			2		5					132	
Sitona obsoletus Gmelin, 1790	P							1																			1	
Sitona lineellus (Bonsdorff, 1785)	P		7													1											8	
Sitona ambiguus Gyllenhal, 1834	P									2								1	1								4	
Sitona cylindricollis (Fåhræus, 1840)	P									4																	4	
Lixus bardanae (Fabricius, 1787)	P															4	1										5	
Hypera conmaculata (Herbst, 1795)	P													3											1		4	
Hypera arator (Linnaeus, 1758)	P					1																					1	
Hypera miles (Paykull, 1792)	P	1					2			2	1				7	10	7	3	2			1					36	
Hypera denominanda (Capiomont, 1868)	P														4	2				2							8	
Hypera nigrirostris (Fabricius, 1775)	P																			1							1	
Smicronyx jungermanniae (Reich, 1797)	P										1																1	
Cionus hortulanus (Geoffroy, 1785)	P					1																					1	
Tychius picirostris (Fabricius, 1787)	P													1													1	
Anthonomus rubi (Herbst, 1795)	P	1	5							6	4	6	6	23	14	3	2										70	
Brachonyx pineti (Paykull, 1792)	P											1															1	
Archarius pyrrhoceras (Marsham, 1802)	P											1						1								1	3	
Orchestes quercus (Linnaeus, 1758)	P																						1				1	
Orchestes hortorum (Fabricius, 1792)	P																		1								1	
Orchestes fagi (Linnaeus, 1758)	P																						2				2	
Tachyerges salicis (Linnaeus, 1758)	P							2																			2	
Rhinusa antirrhini (Paykull, 1800)	P		1															1									2	
Mecinus collaris Germar, 1821	P																			1							1	
Miarus campanulae (Linnaeus, 1767)	P		2			3																					5	

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)	Funksjonelle grupper (føde)																SUM										
		Hvaler (S. Sandøy), Salta 10.VI.2014	Hvaler (Asmaløy), Skipstadviken 05.VI.2013	Hvaler (Asmaløy), Skipstadviken 09.VI.2014	Fredrikstad (Kr.øy), Bjørnevågen 05.VI.2013	Fredrikstad (Kråkerøy), Gonvad 07.VI.2013	Fredrikstad (Kråkerøy), Gonvad 09.VI.2014	Råde, Fuglevik 06.VI.2013	Råde, Fuglevik 08.VI.2014	Moss (Jeløy), Rambergbukta 06.VI.2013	Moss (Jeløy), Rambergbukta 09.VI.2014	Tjøme, Barkevika 05.VI.2013	Tjøme, Barkevika 11.VI.2014	Tjøme, Holme 06.VI.2013	Tjøme, Holme 11.VI.2014	Tjøme, Tarecyngrevet 05.VI.2013	Tjøme, Tarecyngrevet 11.VI.2014		Tjøme, Ørahavna 06.VI.2013	Tjøme, Ørahavna 11.VI.2014	Arendal, Hovstøkkilen 06.VI.2013	Arendal, Hovstøkkilen 12.VI.2014	Grimstad, Ruakerkilen 04.VI.2013	Grimstad, Ruakerkilen 12.VI.2014	Grimstad, Saulekilen 04.VI.2013	Grimstad, Saulekilen 12.VI.2014	Kristiansand, Hamresanden 07.VI.2013	Kristiansand, Hamresanden 12.VI.2014
Cleopomiarus graminis (Gyllenhal, 1813)	P		2																									2
Anoplus roboris Suffrian, 1840	P	1																										1
Bagous claudicans Boheman, 1845	P																	1										1
Rhyncolus elongatus (Gyllenhal, 1827)	P												1												1			2
Rhyncolus ater (Linnaeus, 1758)	P										1																	1
Magdalis ruficornis (Linnaeus, 1758)	P		1																									1
Pelenomus quadrituberculatus (Fabr., 1787)	P		1				1		1					1	1							1			1			7
Rhinoncus perpendicularis (Reich, 1797)	P		2				1		1				1	1	4	2												12
Rhinoncus pericarpus (Linnaeus, 1758)	P		3		1	1					1	1			2			1				1		3				14
Rhinoncus bruchoides (Herbst, 1784)	P		1												1													2
Rhinoncus castor (Fabricius, 1792)	P		2							2																		4
Amalus scortillum (Herbst, 1795)	P									1																		1
Coeliodes rana (Gmelin, 1790)	P																							1				1
Micrelus ericae (Gyllenhal, 1813)	P																								1			1
Zacladus geranii (Paykull, 1800)	P														1	1												2
Ceutorhynchus erysimi (Fabricius, 1787)	P																						1					1
Ceutorhynchus atomus Boheman, 1845	P		4																									4
Ceutorhynchus cochleariae (Gyllenhal, 1813)	P																	3		2								5
Ceutorhynchus querceti (Gyllenhal, 1813)	P																				1							1
Ceutorhynchus typhae (Herbst, 1795)	P		13		1	1		3		1	5													3				29
Trichosirocalus thalhammeri (Schultze, 1906)	P												1	6	2							7						16
Nedys quadrimaculatus (Linnaeus, 1758)	P		1																									4
<b>Curculionidae, Scolytinae (barkbiller)</b>																												
Xylechinus pilosus (Ratzeburg, 1837)	P												1										1					2
Scolytus intricatus (Ratzeburg, 1837)	P																						1					1
Pityogenes chalcographus (Linnaeus, 1761)	P							1																				1
Dryocoetes villosus (Fabricius, 1792)	P																					1						1
<b>Antall håvprøver á 15 min.</b>		4	3	4	3	3	4	3	4	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	83
<b>SUM, antall individer</b>		235	379	202	342	184	130	227	257	294	327	383	445	198	479	266	592	292	600	331	1148	145	384	129	607	182	189	8947
<b>SUM, antall arter</b>		55	89	36	90	53	35	63	55	58	72	78	58	45	63	60	62	48	48	53	78	40	73	40	51	29	30	390

Billen fanget i fallfeller på 5 strandenglokaliteter i 2012. Første kolonne angir funksjonsgruppe for den enkelte art: R=rovdyr, D=dekompositør, S=soppeter, P=planteeter.

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)	Tjøme, Taredyngrevet 02.V.-13.VIII.2012		Tjøme, Holme 03.V.-13.VIII.2012		Tjøme, Ørahavna 03.V.-13.VIII.2012		Tjøme, Barkevika 03.V.-13.VIII.2012		Sandefjord, Bokilen 07.V.-13.VIII.2012		SUM	
		Fallfelle 01-10		Fallfelle 11-20		Fallfelle 21-30		Fallfelle 31-40		Fallfelle 41-50		Fallfelle 01-50	
		Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller
<b>Dytiscidae (vannkalver)</b>													
Hydroporus obsoletus Aubé, 1838	R							1	1			1	1
Agabus bipustulatus (Linnaeus, 1767)	R							1	1			1	1
<b>Carabidae (løpebiller)</b>													
Nebria brevicollis (Fabricius, 1792)	R							1	1			1	1
Carabus nemoralis Müller, 1764	R					1	1	1	1			2	2
Loricera pilicornis (Fabricius, 1775)	R	7	4									7	4
Elaphrus cupreus Duftschmid, 1812	R									4	1	4	1
Civina fossor (Linnaeus, 1758)	R							2	2			2	2
Dyschirius globosus (Herbst, 1784)	R	28	5	13	4	52	6	25	6	8	4	126	25
Trechus secalis (Paykull, 1790)	R	3	1	1	1			3	1			7	3
Bembidion lampros (Herbst, 1784)	R									3	2	3	2
Bembidion properans (Stephens, 1828)	R	2	2	1	1					1	1	4	4
Bembidion bipunctatum (Linnaeus, 1760)	R	1	1									1	1
Bembidion minimum (Fabricius, 1792)	R	349	9	1	1							350	10
Bembidion assimile Gyllenhal, 1810	R	21	5									21	5
Bembidion aeneum Germar, 1824	R	22	8									22	8
Bembidion mannerheimii C.R. Sahlberg, 1827	R			1	1	2	2	10	1			13	4
Stomis pumicatus (Panzer, 1796)	R			1	1							1	1
Poecilus versicolor (Sturm, 1824)	R									2	2	2	2
Pterostichus vernalis (Panzer, 1796)	R	5	4			7	3	1	1			13	8
Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787)	R									2	2	2	2
Pterostichus niger (Schaller, 1783)	R	1	1			2	1			3	3	6	5
Pterostichus nigrita (Paykull, 1790)	R	1	1					6	5			7	6
Pterostichus strenuus (Panzer, 1797)	R	11	3					1	1			12	4
Pterostichus diligens (Sturm, 1824)	R	2	1	1	1	4	3	5	4	3	3	15	12
Anchomenus dorsalis (Pontoppidan, 1763)	R	1	1									1	1
Oxypselaphus obscurus (Herbst, 1784)	R					1	1					1	1
Paranchus albipes (Fabricius, 1796)	R	2	2									2	2
Agonum gracile Sturm, 1824	R	1	1									1	1
Agonum viduum (Panzer, 1797)	R									21	4	21	4
Amara ovata (Fabricius, 1792)	P	1	1									1	1
Amara nitida Sturm, 1825	P	1	1									1	1
Amara communis (Panzer, 1797)	P	5	3					1	1			6	4
Amara aenea (De Geer, 1774)	P	5	2							9	3	14	5
Amara familiaris (Duftschmid, 1812)	P	2	2									2	2
Harpalus rufipes (De Geer, 1774)	P	7	3									7	3
Harpalus affinis (Schrank, 1781)	P	12	3									12	3
Harpalus latus (Linnaeus, 1758)	P					1	1			1	1	2	2
Anisodactylus binotatus (Fabricius, 1787)	R	7	4									7	4
Stenolophus mixtus (Herbst, 1784)	R	1	1									1	1
Dicheirotrichus gustavii Crotch, 1871	R	28	6									28	6
<b>Helophoridae (furevannkjær)</b>													
Helophorus grandis Illiger, 1798	D									1	1	1	1
Helophorus brevipalpis Bedel, 1881	D	468	10			36	7	2	1	49	4	555	22
<b>Hydrophilidae (vannkjær)</b>													
Chaetarthria seminulum (Herbst, 1797)	D					102	7	60	9	77	3	239	19
Anacaena lutescens (Stephens, 1829)	D									6	2	6	2
Hydrobius fuscipes (Linnaeus, 1758)	D					6	3			1	1	7	4
Coelostoma orbiculare (Fabricius, 1775)	D									8	2	8	2
Cercyon littoralis (Gyllenhal, 1808)	D	7	4									7	4
Cercyon depressus Stephens, 1829	D	1	1							1	1	2	2
Cercyon melanocephalus (Linnaeus, 1758)	D	1	1									1	1
Cercyon tristis (Illiger, 1801)	D					7	3	35	7	115	6	157	16
Cercyon analis (Paykull, 1798)	D	1	1									1	1
Megasternum concinnum (Marsham, 1802)	D	4	2			1	1	3	1			8	4
<b>Ptiliidae (fjærvinger)</b>													
Ptenidium fuscicorne Erichson, 1845	S					132	6	341	7			473	13
Ptenidium punctatum (Gyllenhal, 1827)	S	3	3	1	1							4	4
Ptenidium nitidum (Heer, 1841)	S							1	1			2	2
Acrotichis silkaensis (Motschulsky, 1845)	S	3	2			3	2			1	1	7	5
<b>Leiodidae (mycelbiller)</b>													
Leiodes ferruginea (Fabricius, 1787)	S	2	2									2	2
Colon latum Kraatz, 1850	D					1	1					1	1
<b>Silphidae (åtselbiller)</b>													
Silpha tristis Illiger, 1798	D	54	6	3	3	1	1	12	3	3	2	73	15
Phosphuga atrata (Linnaeus, 1758)	D									1	1	1	1
Nicrophorus vespilloides Herbst, 1783	D					1	1					1	1
<b>Staphylinidae (kortvinger)</b>													
Stenichnus collaris (Müller & Kunze, 1822)	R			3	2	1	1					4	3
Euconus wetherhallii (Gyllenhal, 1813)	R	25	4	2	1							27	5
Euconus hirticollis (Illiger, 1798)	R									1	1	1	1
Omalium laeviusculum Gyllenhal, 1827	R	21	5									21	5
Omalium riparium Thomson, 1857	R	1	1									1	1
Micropeplus porcatius (Paykull, 1789)	R							1	1			1	1
Tychus niger (Paykull, 1800)	R									1	1	1	1

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)	Tjøme, Taredyngrevet 02.V.-13.VIII.2012		Tjøme, Holme 03.V.-13.VIII.2012		Tjøme, Ørahavna 03.V.-13.VIII.2012		Tjøme, Barkevika 03.V.-13.VIII.2012		Sandefjord, Baklien 07.V.-13.VIII.2012		SUM	
		Fallfelle 01-10		Fallfelle 11-20		Fallfelle 21-30		Fallfelle 31-40		Fallfelle 41-50		Fallfelle 01-50	
		Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller
Brachygluta fossulata (Reichenbach, 1816)	R			2	2	1	1					3	3
Brachygluta sinuata (Aubé, 1833)	R	1	1									1	1
Brachygluta helferi (Schmidt-Goebel, 1836)	R	29	9	26	4	1	1			1	1	57	15
Pselaphus heisei Herbst, 1792	R			3	2	1	1			1	1	5	4
Mycelaporus clavicornis (Stephens, 1832)	R	3	2									3	2
Tachyporus hypnorum (Fabricius, 1775)	R	1	1									1	1
Tachyporus chrysomelinus (Linnaeus, 1758)	R	3	1									3	1
Tachyporus dispar (Paykull, 1789)	R	5	3							7	3	12	6
Tachinus rufipes Gravenhorst, 1802	R	8	5			4	2	4	4	20	4	36	15
Tachinus corticinus Gravenhorst, 1802	R							1	1			1	1
Tachinus latocollis Gravenhorst, 1802	R							1	1			1	1
Aleochara brevipennis Gravenhorst, 1806	R									1	1	1	1
Geostiba circellaris (Gravenhorst, 1802)	R					1	1					1	1
Atheta elongatula (Gravenhorst, 1802)	R	1	1			1	1					2	2
Atheta volans (Scriba, 1859)	R									1	1	1	1
Acrotona fungi (Gravenhorst, 1806)	R	6	2									6	2
Atheta macrocera (Thomson, 1856)	R									1	1	1	1
Atheta oblita (Erichson, 1839)	R	1	1									1	1
Atheta vestita (Gravenhorst, 1806)	R	59	8									59	8
Dinaraea angustula (Gyllenhal, 1810)	R					2	2					2	2
Acrotona exigua (Erichson, 1837)	R	1	1									1	1
Falagria sulcatula (Gravenhorst, 1806)	R	65	4	180	4	6	2	9	1			260	11
Drusilla canaliculata (Fabricius, 1787)	R	1	1	15	3	17	5					33	9
Cypha tarsalis (Luze, 1902)	R	1	1									1	1
Carpelimus corticinus (Gravenhorst, 1806)	P					1	1					1	1
Carpelimus foveolatus (Sahlberg, 1832)	P	11	4	18	3							29	7
Carpelimus gracilis (Mannerheim, 1830)	P					1	1					1	1
Carpelimus elongatulus (Erichson, 1839)	P	1	1					1	1			2	2
Bledius tricornis (Herbst, 1784)	R	28	4									28	4
Anotylus rugosus (Fabricius, 1775)	R	4	3									4	3
Platystethus nodifrons Mannerheim, 1830	R									7	2	7	2
Stenus junco (Paykull, 1789)	R							2	1			2	1
Stenus clavicornis (Scopoli, 1763)	R	1	1	1	1			2	1	2	2	6	5
Stenus boops Ljungh, 1810	R							7	3	1	1	8	4
Stenus incressatus Erichson, 1839	R							5	3	1	1	6	4
Stenus atratulus Erichson, 1839	R	5	2	3	1			1	1			9	4
Stenus canaliculatus Gyllenhal, 1827	R	3	2							14	3	17	5
Stenus nanus Stephens, 1833	R					1	1			1	1	2	2
Stenus brunripes Stephens, 1833	R					1	1			3	2	4	3
Stenus fulvicornis Stephens, 1833	R					1	1					1	1
Stenus cicindeloides (Schaller, 1783)	R	1	1							1	1	2	2
Lathrobium geminum Kraatz, 1857	R					2	1					2	1
Lathrobium fulvipenne Gravenhorst, 1806	R									1	1	1	1
Lathrobium longulum Gravenhorst, 1802	R							1	1			1	1
Ochtheophilum fracticorne (Paykull, 1800)	R			1	1	1	1					2	2
Gyrophypnus fracticornis (Müller, 1776)	R	1	1									1	1
Gyrophypnus angustatus Stephens, 1833	R	1	1			2	2	1	1			4	4
Xantholinus longiventris Heer, 1839	R							1	1			1	1
Xantholinus tricolor (Fabricius, 1787)	R	2	2									2	2
Xantholinus laevigatus Jacobsen, 1849	R	1	1			1	1					2	2
Gabrieus brevipenter (Sperk, 1835)	R	18	5	1	1	13	6	5	4			37	16
Philonthus laminatus (Creutzer, 1799)	R									2	2	2	2
Philonthus succicola Thomson, 1860	R	3	1							1	1	4	2
Philonthus decorus (Gravenhorst, 1802)	R					1	1					1	1
Philonthus cognatus Stephens, 1832	R	212	9							17	8	229	17
Philonthus carbonarius (Gravenhorst, 1802)	R	6	4							9	5	15	9
Philonthus cf. micans (Gravenhorst, 1802)	R									1	1	1	1
Platydracus stercorarius (Olivier, 1795)	R			1	1							1	1
Staphylinus erythropterus Linnaeus, 1758	R									2	1	2	1
Staphylinus dimidiaticornis Gemminger, 1851	R	26	4					2	1			28	5
Ocypus aeneocephalus (De Geer, 1774)	R									1	1	1	1
Tasgius ater (Gravenhorst, 1802)	R	17	2									17	2
Tasgius melanarius (Heer, 1839)	R									1	1	1	1
Creophilus maxillosus (Linnaeus, 1758)	R	1	1									1	1
Quedius fuliginosus (Gravenhorst, 1802)	R	3	3			1	1	1	1	2	2	7	7
Aphodius niger Illiger, 1798	D					2	1					2	1
<b>Clambidae (dvergbiller)</b>													
Clambus armadillo (De Geer, 1774)	S							1	1			1	1
<b>Scirtidae (hårbiller)</b>													
Cyphon padi (Linnaeus, 1758)	D			1	1							1	1
<b>Byrrhidae (pillebiller)</b>													
Cytilus sericeus (Forster, 1771)	P					2	2			1	1	3	3
<b>Dryopidae (mudderbiller)</b>													
Dryops ernesti Des Gozis, 1886	D			2	1	22	3	152	10	24	5	200	19
<b>Elateridae (smellere)</b>													
Hypnoidus riparius (Fabricius, 1792)	R							1	1			1	1
Zorochochroa dermestoides (Herbst, 1806)	R	80	6									80	6
Agriotes lineatus (Linnaeus, 1767)	R	5	3	1	1			1	1			7	5
Agriotes obscurus (Linnaeus, 1758)	R	1	1	2	2			1	1			4	4

FAMILIE, ART	Funksjonelle grupper (føde)	Tjøme, Taredyngrevet 02.V.-13.VIII.2012		Tjøme, Holme 03.V.-13.VIII.2012		Tjøme, Ørahavna 03.V.-13.VIII.2012		Tjøme, Barkevika 03.V.-13.VIII.2012		Sandefjord, Bøkløken 07.V.-13.VIII.2012		SUM	
		Fallfelle 01-10		Fallfelle 11-20		Fallfelle 21-30		Fallfelle 31-40		Fallfelle 41-50		Fallfelle 01-50	
		Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller	Antall individer	Tilstede i ant. feller
<b>Lampyridae (lysbiller)</b>													
<i>Lampyrus noctiluca</i> (Linnaeus, 1758)	R			1	1							1	1
<b>Cantharidae (blotvinger)</b>													
<i>Cantharis fusca</i> Linnaeus, 1758	R	1	1							1	1	2	2
<i>Cantharis obscura</i> Linnaeus, 1758	R			1	1							1	1
<i>Cantharis livida</i> Linnaeus, 1758	R									1	1	1	1
<i>Cantharis rufa</i> Linnaeus, 1758	R	1	1									1	1
<i>Cantharis paludosa</i> Fallén, 1807	R	2	1									2	1
<b>Dermestidae (klannere)</b>													
<i>Dermestes szekeessyi</i> Kalik, 1950	D	3	3									3	3
<b>Phalacridae (glattbiller)</b>													
<i>Silbus testaceus</i> (Panzer, 1797)	R	1	1									1	1
<b>Cryptophagidae (fuktbiller)</b>													
<i>Atomaria fusca</i> (Schönherr, 1808)	S	5	4									5	4
<i>Atomaria rhenonum</i> Kraatz, 1853	S	4	3					8	5			12	8
<b>Alexiidae (kulebiller)</b>													
<i>Sphaerosoma pilosum</i> (Panzer, 1793)	R					3	1					3	1
<b>Coccinellidae (marioner)</b>													
<i>Coccidula rufa</i> (Herbst, 1783)	R	6	5							1	1	7	6
<i>Nephus redtenbacheri</i> (Mulsant, 1846)	R	1	1	3	3	3	2					7	6
<i>Anisosticta novemdecimpunctata</i> (L., 1758)	R							1	1			1	1
<i>Propylea quatuordecimpunctata</i> (L., 1758)	R	1	1									1	1
<i>Tythaspis sedecimpunctata</i> (Linnaeus, 1760)	R			57	5	8	3			24	6	89	14
<i>Cyanegetis impunctata</i> (Linnaeus, 1767)	P	1	1									1	1
<b>Latridiidae (muggbiller)</b>													
<i>Corticarina minuta</i> (Fabricius, 1792)	S	6	2							3	2	9	4
<b>Chrysomelidae (bladbiller)</b>													
<i>Chrysolina staphylaea</i> (Linnaeus, 1758)	P			1	1	7	6	3	1	2	1	13	9
<i>Galerucella</i> sp.	P					1	1			1	1	2	2
<i>Longitarsus plantagomaritimus</i> (Dollman, 1912)	P			1	1							1	1
<i>Longitarsus pratensis</i> (Panzer, 1794)	P	2	1									2	1
<i>Lythraea salicariae</i> (Paykull, 1800)	P			1	1							1	1
<i>Chaetocnema hortensis</i> (Geoffroy, 1785)	P									54	3	54	3
<i>Chaetocnema sahlbergii</i> (Gyllenhal, 1827)	P			50	4	31	6			5	2	86	12
<b>Apionidae (spissnutebiller)</b>													
<i>Apion frumentarium</i> (Linnaeus, 1758)	P									1	1	1	1
<i>Ischnopterapion loti</i> (Kirby, 1808)	P			1	1							1	1
<i>Ischnopterapion virens</i> (Herbst, 1797)	P							2	2			2	2
<b>Curculionidae (snutebiller)</b>													
<i>Otiobrychus scaber</i> (Linnaeus, 1758)	P					1	1					1	1
<i>Sitona obsoletus</i> Gmelin, 1790	P									3	2	3	2
<i>Brachypera zoilus</i> (Scopoli, 1763)	P									13	3	13	3
<i>Hypera conmaculata</i> (Herbst, 1795)	P									1	1	1	1
<i>Hypera miles</i> (Paykull, 1792)	P	1	1									1	1
<i>Hypera plantaginis</i> (De Geer, 1775)	P									1	1	1	1
<i>Hypera nigrirostris</i> (Fabricius, 1775)	P									2	2	2	2
<i>Mecinus collaris</i> Germar, 1821	P	1	1	1	1			2	1			4	3
<i>Pelenomus quadrituberculatus</i> (Fabricius, 1787)	P	7	4	1	1	1	1			14	4	23	10
<i>Neophytobius quadrinodosus</i> (Gyllenhal, 1813)	P			1	1					2	2	3	3
<i>Rhinoncus pericarpus</i> (Linnaeus, 1758)	P	1	1									1	1
<i>Amalus scortillum</i> (Herbst, 1795)	P	1	1									1	1
<b>SUM, antall individer</b>		<b>1778</b>		<b>404</b>		<b>502</b>		<b>729</b>		<b>576</b>		<b>3989</b>	
<b>SUM, antall arter</b>		<b>101</b>		<b>44</b>		<b>57</b>		<b>53</b>		<b>75</b>		<b>182</b>	

## Vedlegg 4 Karplanter registrert i ARKO

Karplanter registrert i ARKO 2011–14. Tallene angir antall polygoner med funn fordelt på fylker. Rødlitestatus etter Rødlista for arter 2010. Øf = Østfold, Ve = Vestfold, Te = Telemark, AA = Aust-Agder, VE = Vest-Agder, Ro = Rogaland.

Latinsk navn	Navn	RL	Øf	Ve	Te	AA	VA	Ro	Tot.
<i>Achillea millefolium</i>	Bakkeryllik	LC	7	3	1	1	2	6	20
<i>Achillea ptarmica</i>	Nyseryllik	LC	3	2	2	1			8
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	LC	4	4	2	2	2	1	15
<i>Agrostis stolonifera straminea</i>	Fjærekrypkvein	LC	40	11	10	22	9	16	108
<i>Alchemilla</i> sp.	Marikåpe sp.							1	1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Vassgro	LC		1					1
<i>Alnus glutinosa</i>	Svartor	LC	15	4	2	7	3	1	32
<i>Alnus incana incana</i>	Skoggråor	LC	1						1
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knereverumpe	LC				1		1	2
<i>Amelanchier spicata</i>	Blåhegg	NA					1		1
<i>Angelica archangelica littoralis</i>	Strandkvann	LC	15	6	9	16	5	4	55
<i>Angelica sylvestris</i>	Sløke	LC	3	1		2	1		7
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	LC	1				1		2
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Hundekjeks	LC	2	1			1	1	5
<i>Anthyllis vulneraria vulneraria</i>	Bakkerundbelg	LC	1						1
<i>Armeria maritima maritima</i>	Bergfjærekoll	LC	12	7	8	12	3	14	56
<i>Arrhenatherum elatius elatius</i>	Enghestehavre	LC	2	1				2	5
<i>Artemisia maritima</i>	Strandmalurt	NT°		1					1
<i>Artemisia vulgaris</i>	Burot	LC	11	6	2	3	2		24
<i>Asparagus officinalis</i>	Asparges	LC	1						1
<i>Atriplex glabriuscula</i>	Bruskmelde	LC	2	1				1	4
<i>Atriplex glabriuscula</i>	Bruskmelde cf.	LC				1			1
<i>Atriplex littoralis</i>	Strandmelde	LC	8	3	1	1	1	1	15
<i>Atriplex prostrata prostrata</i>	Tangmelde	LC	26	11	11	12	2	3	65
<i>Avenula pubescens</i>	Dunhavre	LC	1						1
<i>Berteroa incana</i>	Hvitdodre	NA	1						1
<i>Betula pendula</i>	Hengebjørk	LC				3			3
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	LC				1			1
<i>Bidens tripartita</i>	Flikbrønslø	LC	3	3					6
<i>Blysmopsis rufa</i>	Rustsivaks	LC	5	2	3	2	1		13
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Havsivaks	LC	29	11	9	15	2	1	67
<i>Calamagrostis canescens</i>	Vassrørkvein	LC				3	2		5
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	LC	1						1
<i>Caltha palustris</i>	Bekkeblom	LC						1	1
<i>Caltha palustris palustris</i>	Stor bekkeblom	LC	3						3
<i>Calystegia sepium sepium</i>	Hvit strandvindell	LC	10	6	1	6	1		24
<i>Cardamine</i> sp.	Engkarse sp.		1						1
<i>Cardamine amara</i>	Bekkekarse	LC		1					1



<i>Cardamine pratensis</i>	Engkarse	LC	1	1					2
<i>Carduus crispus multiflorus</i>	Krusetistel	LC						1	1
<i>Carex xvacillans</i>	Saltstarr	NE	3	1	1	4			9
<i>Carex acuta</i>	Kvass-starr	LC	2						2
<i>Carex cuprina</i>	Knortestarr	LC	1	1	4	4		2	12
<i>Carex demissa</i>	Grønnstarr	LC						1	1
<i>Carex distans</i>	Glisnestarr	LC	15	3	7	17	1	9	52
<i>Carex disticha</i>	Duskstarr	LC	5	1	3	1	1		11
<i>Carex extensa</i>	Vipestarr	VU			1		1		2
<i>Carex flacca</i>	Blåstarr	LC	1						1
<i>Carex hirta</i>	Lodnestarr	LC		1					1
<i>Carex leporina</i>	Harestarr	LC	1	2	1	1	2		7
<i>Carex nigra nigra</i>	Slåttestarr	LC	5	4		5	2		16
<i>Carex paleacea</i>	Havstarr	LC	12	1	1	3	1		18
<i>Carex pallescens</i>	Bleikstarr	LC			1	1			2
<i>Carex panicea</i>	Kornstarr	LC	3	4	2	2		4	15
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	LC	1						1
<i>Carex punctata</i>	Prikkstarr	NT				1			1
<i>Carex viridula pulchella</i>	Musestarr	LC	7	1	3	2	1		14
<i>Carum carvi</i>	Karve	LC	1		1				2
<i>Centaurea jacea</i>	Engknoppurt	LC	3	1			1		5
<i>Centaureum littorale</i>	Tusengylden	EN	14	2	1		1		18
<i>Centaureum pulchellum</i>	Dverggylden	VU	7	8	5	3	1		24
<i>Cerastium diffusum</i>	Kystarve	LC	1						1
<i>Cerastium fontanum vulgare</i>	Ugrasarve	LC	11	6	5	3	1	4	30
<i>Chamerion angustifolium</i>	Geitrams	LC					1		1
<i>Cirsium arvense</i>	Åkertistel	LC	4			2	1		7
<i>Cirsium palustre</i>	Myrtistel	LC	2	3		2		1	8
<i>Cirsium vulgare</i>	Veitistel	LC		1		1			2
<i>Cochlearia officinalis</i>	Skjørbuksurt	LC				1	2	15	18
<i>Cochlearia officinalis officinalis</i>	Strandskjørbuksurt	LC	1	1	5	3			10
<i>Cuscuta europaea halophyta</i>	Strandsnyltetråd	LC	1	2					3
<i>Cynosurus cristatus</i>	Kamgras	LC		1					1
<i>Cytisus scoparius</i>	Gyvel	LC					1		1
<i>Dactylis glomerata</i>	Hundegras	LC	1	1		2	2		6
<i>Danthonia decumbens</i>	Knegras	LC	2	2	2	3	2	1	12
<i>Deschampsia cespitosa cespitosa</i>	Sølvbunke	LC	1	1			1		3
<i>Drosera intermedia</i>	Dikesoldogg	LC				1			1
<i>Eleocharis palustris</i>	Sumpsivaks	LC		2					2
<i>Eleocharis palustris waltersii</i>	Sølvsvivaks	LC	1						1
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	Småsvivaks	LC		1					1
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Fjæresvivaks	LC	6	3	2	2	1	1	15
<i>Elytrigia repens repens</i>	Ugraskveke	LC	7	7	2	7	7	1	31
<i>Empetrum nigrum nigrum</i>	Storkrekling	LC	1						1

<i>Epilobium sp.</i>	Mjølke sp.		2						2
<i>Epilobium ciliatum</i>	Amerikamjølke	NA		5		2	1		8
<i>Epilobium montanum</i>	Krattmjølke	LC	1						1
<i>Epilobium palustre</i>	Myrmjølke	LC	3						3
<i>Equisetum arvense</i>	Åkersnelle	LC	6		1	2	1		10
<i>Equisetum palustre</i>	Myrsnelle	LC						1	1
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Duskmyrull	LC	2						2
<i>Euphorbia palustris</i>	Strandvortemelk	LC	12	4	1	2			19
<i>Euphrasia sp.</i>	Øyentrøst sp.		2	1			1	1	5
<i>Euphrasia stricta</i>	Kjerteløyentrøst	LC		1				1	2
<i>Fallopia dumetorum</i>	Krattslirekne	LC	1						1
<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel	LC				1			1
<i>Festuca rubra</i>	Rødsvingel	LC	38	11	12	22	9	16	108
<i>Festuca rubra rubra</i>	Markrødsvingel	LC	1						1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mjødurt	LC	27	9	10	16	5	7	74
<i>Frangula alnus</i>	Trollhegg	LC						1	1
<i>Galeopsis sp.</i>	Då sp.		7			1	1		9
<i>Galeopsis bifida</i>	Vrangdå	LC	5	5	1	7			18
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Kvassdå	LC	2						2
<i>Galium aparine</i>	Klengemaure	LC	8	1		2			11
<i>Galium palustre</i>	Myrmaure	LC	7	5	2	3		1	18
<i>Galium verum</i>	Gulmaure	LC	2						2
<i>Gentianella uliginosa</i>	Smalsøte	EN	1	1					2
<i>Geranium pratense</i>	Engstorkenebb	LC		2				3	5
<i>Geranium robertianum</i>	Stankstorkenebb	LC		1		1			2
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	LC					1		1
<i>Glyceria declinata</i>	Buesøtgras	EN		1					1
<i>Glyceria fluitans</i>	Mannasøtgras	LC	1	2				1	4
<i>Glyceria maxima</i>	Kjempesøtgras	NA		1					1
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Åkergråurt	LC		2	2	1	1		6
<i>Halerpestes cymbalaria</i>	Saltsøleie	NA	4						4
<i>Hieracium sp.</i>	Sveve sp.		1						1
<i>Hieracium umbellatum</i>	Skjermesveve	NE	3						3
<i>Hierochloë odorata</i>	Marigras	LC	2		1				3
<i>Holcus lanatus</i>	Englodnegras	LC	2				1	1	4
<i>Hylotelephium maximum</i>	Smørbukk	LC	4	1	1	2			8
<i>Hypericum maculatum</i>	Firkantperikum	LC				1			1
<i>Hypericum perforatum</i>	Prikkperikum	LC				1			1
<i>Impatiens glandulifera</i>	Kjempespringfrø	NA		1					1
<i>Inula salicina</i>	Krattalant	LC	2						2
<i>Iris pseudacorus</i>	Sverdliilje	LC	3	6	2	3	1	2	17
<i>Jacobaea vulgaris</i>	Landøyda	LC						1	1
<i>Juncus articulatus</i>	Ryllsiv	LC	5	5	4	3	3	6	26
<i>Juncus bufonius</i>	Paddesiv	LC	2	3	3	1	1	1	11

<i>Juncus conglomeratus</i>	Knappsiv	LC	3	5		5	2	4	19
<i>Juncus effusus</i>	Lyssiv	LC	1	4		2			7
<i>Juncus filiformis</i>	Trådsiv	LC		3				1	4
<i>Juncus gerardii gerardii</i>	Sørlig saltsiv	LC	32	10	12	23	9	13	99
<i>Juncus ranarius</i>	Froskesiv	LC		1					1
<i>Juniperus communis</i>	Einer	LC				2			2
<i>Juniperus communis communis</i>	Bakkeiner	LC	2						2
<i>Lathyrus pratensis</i>	Gulflatbelg	LC	3			2			5
<i>Lepidothea suaveolens</i>	Tunbalderbrå	NA	1						1
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Prestekrage	LC	1						1
<i>Leymus arenarius</i>	Strandrug	LC	8	1		2	1	3	15
<i>Ligusticum scoticum</i>	Strandkjeks	LC	12	2	7	9	4	3	37
<i>Limonium humile</i>	Strandrisp	LC		3	5				8
<i>Linaria vulgaris</i>	Lintorskemunn	LC	7		3	6			16
<i>Linum catharticum</i>	Vill-lin	LC	11	1		1			13
<i>Lolium perenne</i>	Raigras	NA		1				3	4
<i>Lotus corniculatus</i>	Bakketiriltunge	LC	21	9	10	8	4	8	60
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Hanekam	LC	1	1	2	1		2	7
<i>Lycopus europaeus</i>	Klourt	LC	11	6	3	4		1	25
<i>Lysimachia arvensis</i>	Nonsblom	LC	1						1
<i>Lysimachia maritima</i>	Strandkryp	LC	34	11	12	20	6	14	97
<i>Lysimachia minima</i>	Pusleblom	EN	3		2				5
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	Guldusk	LC	1					1	2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Fredløs	LC	15	7	5	7	2		36
<i>Lythrum salicaria</i>	Kattehale	LC	14	5	4	3	1	1	28
<i>Melica nutans</i>	Hengeaks	LC	1						1
<i>Melilotus altissimus</i>	Strandsteinkløver	NA	5						5
<i>Mentha aquatica</i>	Vassmynte	LC				2			2
<i>Mentha arvensis</i>	Åkermynte	LC	1						1
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	LC	17	2	2	7	2	3	33
<i>Myosotis laxa caespitosa</i>	Dikeforglemmegei	LC	4			1		1	6
<i>Myosotis laxa laxa</i>	Bueforglemmegei	LC		2					2
<i>Myrica gale</i>	Pors	LC				4	1		5
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	LC	1	1		1		5	8
<i>Narthecium ossifragum</i>	Rome	LC						1	1
<i>Odontites litoralis</i>	Strandrødtopp	VU	25	5	6	9	1		46
<i>Ononis arvensis</i>	Bukkebeinurt	NT	6	2					8
<i>Ononis spinosa maritima</i>	Krypbeinurt	VU		1					1
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	Ormetunge	VU	2	3					5
<i>Pedicularis palustris palustris</i>	Stor myrklegg	LC	3						3
<i>Pedicularis sylvatica</i>	Kystmyrklegg	LC				1			1
<i>Persicaria sp.</i>	Hønsegras sp.		1						1
<i>Persicaria hydropiper</i>	Vasspepper	LC		1		1			2
<i>Persicaria maculosa</i>	Hønsegras	LC		3			1		4

<i>Persicaria maculosa</i>	Åkerhønsesgras	LC	1						1
<i>Peucedanum palustre</i>	Melkerot	LC	4	1	2	2			9
<i>Phalaris arundinacea</i>	Strandrør	LC	5	3	1	1	1	2	13
<i>Phragmites australis</i>	Takrør	LC	16	8	4	4	2		34
<i>Pilosella lactucella</i>	Aurikkelsveve	NE		1					1
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Gjeldkarve	LC	3	1	1		2		7
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Tettegras	LC				1			1
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	LC					1		1
<i>Pinus sylvestris sylvestris</i>	Skogfuru	LC	2			3			5
<i>Plantago lanceolata</i>	Smalkjempe	LC	2	1	2	5	2	9	21
<i>Plantago major intermedia</i>	Strandgroblad	LC	12	7	5	6	3	6	39
<i>Plantago major major</i>	Ugrasgroblad	LC						2	2
<i>Plantago maritima maritima</i>	Stor strandkjempe	LC	34	10	11	22	7	15	99
<i>Poa annua</i>	Tunrapp	LC	3	3	1	2	1	6	16
<i>Poa pratensis irrigata</i>	Smårapp	LC	4	5	5	2		3	19
<i>Poa pratensis pratensis</i>	Engrapp	LC	2			3	2	2	9
<i>Polygala vulgaris</i>	Blåfjær	LC	2						2
<i>Polygonum sp.</i>	Tungras sp.					6			6
<i>Polygonum aviculare</i>	Tungras	LC	3						3
<i>Polygonum aviculare excelsius</i>	Stivtungras	LC	13	9	9	3			34
<i>Populus tremula</i>	Osp	LC	1			5			6
<i>Potentilla anserina</i>	Gåsemure	LC	29	11	12	18	5	13	88
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	LC	1	2	1	5	1		10
<i>Prunella vulgaris</i>	Blåkoll	LC	2	2					4
<i>Prunus spinosa</i>	Slåpetorn	LC	3						3
<i>Puccinellia sp.</i>	Saltgras sp.			1					1
<i>Puccinellia capillaris</i>	Taresaltgras	LC		1					1
<i>Puccinellia maritima</i>	Fjæresaltgras	LC	14	10	10	13	2	5	54
<i>Quercus petraea</i>	Vintereik	LC				2			2
<i>Radiola linoides</i>	Dverglin	EN				1			1
<i>Ranunculus acris acris</i>	Engsoleie	LC	2	3		1	1	3	10
<i>Ranunculus repens</i>	Krypsoleie	LC	4	3			1	1	9
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Tiggersoleie	LC	1	3					4
<i>Reynoutria japonica</i>	Parkslirekne	NA					1		1
<i>Rhinanthus minor</i>	Småengkall	LC	10			3			13
<i>Rhinanthus minor minor</i>	Slåttekall	LC	1	3	3				7
<i>Rorippa palustris</i>	Brønnkarse	LC					1		1
<i>Rorippa palustris palustris</i>	Sumpbrønnkarse	LC	2	2					4
<i>Rosa sp.</i>	Roseslekta		1						1
<i>Rosa canina</i>	Steinnype	LC				1			1
<i>Rosa dumalis</i>	Kjøttnype	LC	1						1
<i>Rosa rugosa</i>	Rynkerose	NA	6	3	3	2	1	3	18
<i>Rubus sp.</i>	Bjørnebær sp.							1	1
<i>Rubus caesius</i>	Blåbringebær	NT		1					1

<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	LC	1			2			3
<i>Rubus nessensis</i>	Skogbjørnebær	LC				1			1
<i>Rumex acetosa</i>	Matsyre	LC	1				1	8	10
<i>Rumex acetosella acetosella</i>	Bakkesyre	LC	1						1
<i>Rumex crispus</i>	Krushøymol	LC	16	11	8	13	6	13	67
<i>Rumex longifolius</i>	Høymol	LC					1		1
<i>Ruppia cirrhosa</i>	Skruehavgras	LC			3				3
<i>Ruppia maritima</i>	Småhavgras	LC			1				1
<i>Sagina maritima</i>	Saltsmåarve	LC	4	2	1				7
<i>Sagina nodosa</i>	Knoppsmåarve	LC				1		2	3
<i>Sagina nodosa nodosa</i>	Sørlig knoppsmåarve	LC	12	4	5	1			22
<i>Sagina procumbens</i>	Tunsmåarve	LC	1	3	3	3	1	3	14
<i>Salicornia europaea</i>	Salturt	LC	3	6	4	4			17
<i>Salix xfragilis</i>	Grønnpil						1		1
<i>Salix caprea</i>	Selje	LC						1	1
<i>Salix cinerea</i>	Gråselje	LC	2		1				3
<i>Salix repens</i>	Krypvier	LC				1		2	3
<i>Salix viminalis</i>	Kurvpil	LC						1	1
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Blodtopp	LC						2	2
<i>Schedonorus arundinaceus</i>	Strandsvingel	LC		2	4				6
<i>Schedonorus pratensis</i>	Engsvingel	LC		1			1		2
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Pollsivaks	LC	11		1	2	1		15
<i>Scorzoneroides autumnalis autumnalis</i>	Bakkeføllblom	LC	32	9	9	13	5	14	82
<i>Scutellaria galericulata</i>	Skjoldbærer	LC	1	1		2		1	5
<i>Sedum acre</i>	Bitterbergknapp	LC	1	1	3	1			6
<i>Sedum anglicum</i>	Kystbergknapp	LC			1			1	2
<i>Selinum carvifolia</i>	Krusfrø	NT	3	1					4
<i>Senecio vulgaris</i>	Åkersvineblom	LC		1		2			3
<i>Silene dioica</i>	Rød jonsokblom	LC						2	2
<i>Silene uniflora</i>	Strandsmelle	LC	6	3	3	8	4	6	30
<i>Silene vulgaris</i>	Engsmelle	LC					1		1
<i>Solanum dulcamara</i>	Slyngsøtvier	LC	2			2			4
<i>Sonchus arvensis</i>	Åkerdylle	LC				5	1	2	8
<i>Sonchus arvensis arvensis</i>	Kjerteldylle	LC	32	7	10	6			55
<i>Sonchus asper</i>	Stivdylle	LC					1		1
<i>Sparganium emersum</i>	Rankpiggnopp cf.	LC						1	1
<i>Sparganium erectum</i>	Kjempepiggnopp	LC						1	1
<i>Spergula arvensis</i>	Linbendel	LC					1		1
<i>Spergularia salina</i>	Saltbendel	LC	5	11	4	3		5	28
<i>Stachys palustris</i>	Åkersvinerot	LC					1		1
<i>Stellaria graminea</i>	Grasstjerneblom	LC	1	1					2
<i>Stellaria media</i>	Vassarve	LC		1		2	1	1	5
<i>Suaeda maritima</i>	Saftmelde	LC		1		1			2

<i>Succisa pratensis</i>	Blåknapp	LC			2	3			5
<i>Tanacetum vulgare</i>	Reinfann	LC	3	2	1				6
<i>Taraxacum sp.</i>	Ugrasløvetann-gruppa		3	6	1	3	2	4	19
<i>Thalictrum flavum</i>	Gul frøstjerne	LC	2	3					5
<i>Trifolium fragiferum</i>	Jordbærkløver	EN	6	3					9
<i>Trifolium medium</i>	Skogkløver	LC				2			2
<i>Trifolium pratense</i>	Rødkløver	LC	6	6	4	1	2	4	23
<i>Trifolium repens</i>	Hvitkløver	LC	14	11	4	2	5	14	50
<i>Triglochin maritima</i>	Fjæresauløk	LC	30	11	12	22	5	4	84
<i>Triglochin palustris</i>	Myrsauløk	LC	11	6	7	5	2	3	34
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Balderbrå	LC					1		1
<i>Tripleurospermum maritimum maritimum</i>	Tangbalderbrå	LC	17	8	9	11	2	1	48
<i>Tripolium pannonicum tripolium</i>	Strandstjerne	LC	32	10	10	18	1	4	75
<i>Tussilago farfara</i>	Hestehov	LC	1			1			2
<i>Typha sp.</i>	Dunkjevle sp.		1						1
<i>Urtica dioica dioica</i>	Brennesle	LC	1						1
<i>Valeriana sambucifolia</i>	Vendelrot	LC	3	1		2	1	3	10
<i>Veronica beccabunga</i>	Bekkeveronika	LC		1					1
<i>Vicia cracca</i>	Fuglevikke	LC	31	8	12	18	6	1	76
<i>Viola canina</i>	Engfiol	LC	2						2
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	LC						1	1
<i>Viola tricolor tricolor</i>	Bakkestemorsblom	LC	3						3





*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: 978-82-426-2795-7

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger