

Strandenger i Østfold – areal, økologisk tilstand og rødlistearter

Marianne Evju, Odd E. Stabbetorp og Harald Bratli

Evju, M., Stabbetorp, O.E. & Bratli, H. 2014. Strandenger i Østfold – areal, økologisk tilstand og rødlistearter. *Blyttia* 72:235-248.

Salt meadows in Østfold – area, ecological condition and red listed species

Salt meadows in the boreonemoral zone are a hotspot habitat, housing several rare and threatened species, and the habitat itself is red-listed. In this study, we demonstrate how to use a random sample of the coastline to estimate the remaining area of salt meadows, the ecological condition of the remaining area and important threats to the habitat, as well as the frequency of occurrence of red-listed species of salt meadows along the coast of Østfold.

Marianne Evju, Odd E. Stabbetorp og Harald Bratli, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo marianne.evju@nina.no

Fra svenskegrensa i Halden til grensa mot Vestby i nord strekker Østfolds kystlinje seg ca. 1400 km. Det oppbrutte Østfoldlandskapet med langstrakte nord-sørgående bergrygger og tverrgående sprekedaler gir en lang kystlinje med tallrike bukter, øyer, holmer og skjær. Østfold er også Norges flateste fylke. Mellom granittryggene og knausene ligger flate leirsletter. Disse ble dannet ved at finpartikler ble avsatt på bunnen i vikene og sund etter at isen hadde trukket seg tilbake da siste istid ebbet ut. Slik oppsto de flate leirslettene og langgrunne strendene langs Østfoldkysten. Dette er ideelle naturforhold for strandenger, som typisk dannes på finkornet materiale i bukter og sund beskyttet mot bølger og vind. Fortsatt hever landet seg etter istiden, ca. 3 mm pr. år, eller 30 cm på hundre år. Dersom man tar i betraktning det flate landskapet, så forstår man at dette utgjør et ikke uvesentlig areal og at strandenger er dynamiske naturtyper.

Strandenger er åpne vegetasjonstyper dominert av gras og graslignende karplanter i gras-, siv- og starr-familiene (figur 1). Felles for artene er at de tåler å leve i saltpåvirkete miljøer, og dette skiller vegetasjonen fra annen grasmark. Vegetasjonen danner ofte ulike belter i økende avstand fra sjøen, tradisjonelt delt inn i nedre, midtre og øvre landstrand. De spesielle økologiske forholdene gir livsgrunnlag for en rekke sjeldne arter. Mange av disse har også krav til høy sommervarme og har en relativt snever utbredelse i Norge, avgrenset til Oslofjordregionen og Sørlandet. Søk i Rødlistebasen viser i alt 125 rødlistearter, hvorav 85 er truede,

med >15 % av forekomstene sine i strandenger (Sverdrup-Thygeson m.fl. 2011). Invertebrater, særlig biller og sommerfugler, og karplanter utgjør de viktigste artsgruppene.

De sjeldne strandengplantene er særlig forbundet med kortvokste strandenger, enten som følge av naturlig forstyrrelse eller beite fra husdyr (og slått). Tidligere ble strandengene ofte utnyttet til husdyrbeite, men samfunnsendringene har ført til at denne bruken har avtatt. Mange strandenger er også nedbygd eller tatt i bruk til andre formål. Dette har både ført til tap av areal og til gjengroing, der særlig tette bestander med takrør *Phragmites australis* er typisk. Av denne grunn ble det satt i gang undersøkelser av verneverdige strandenger i Østfold på 1990-tallet (Lundberg & Rydgren 1994), og flere lokaliteter er vernet. Gjennom naturtypekartleggingen i regi av Miljødirektoratet, Fylkesmenne og kommunene er strandeng og strandsump kartlagt og verdisatt etter DN-håndbok 13 (Anonym 2007). Registreringene publiseres i Miljødirektoratets Naturbase (<http://geocortex.dirnat.no/silverlightviewer/?Viewer=Naturbase>). Østfold er det fylket i Norge som har flest svært viktige (verdi A) lokaliteter av strandeng og strandsump i Naturbase (tabell 1). Av 9437 poster av strandengtilknyttede rødlistete karplanter i Artskart, er vel 25 % fra Østfold.

Naturtypen strandenger er rødlistet i kategorien nær truet, mens sørlige strandenger, dvs. strandenger i den boreonemorale sonen, er vurdert som kritisk truet (Lindgaard & Henriksen 2011). Sørlige strandenger kan karakteriseres som et hotspot-



Figur 1. Utgårdkilen på Hvaler, en stor og variert strandeng beitet av sau. Foto: ME.
Utgårdkilen in Hvaler, a large and heterogeneous salt meadow grazed by sheep.

habitat (Evju m.fl. 2013), dvs. en sjelden, velavgrenset naturtype med ansamlinger av rødlistarter, gjerne også mange habitatspesifikke rødlistearter. Østfold, og spesielt Hvaler, er et av de «hotteste» områdene for strandenger og rødlistete strandengplanter i Norge.

Denne artikkelen baserer seg på arbeid som foregår i ARKO-prosjektet (Arealer for rødlistearter – kartlegging og overvåking, se [http://www.nina](http://www.nina.no/Overvåking/ARKO.aspx).

[no/Overvåking/ARKO.aspx](http://www.nina.no/Overvåking/ARKO.aspx)). I ARKO undersøkes bestemte naturtyper som har blitt definert som hotspot-habitater (Sverdrup-Thygeson m.fl. 2011), med tanke på å etablere langsiktig kartlegging og overvåking av habitatene. Gjennom dette kan vi effektivt få bedre kunnskap om status og trender for mange truede og rødlistete arter. I denne artikkelen vil vi presentere noen resultater fra arbeidet med hotspot-habitatet strandeng, med Østfoldkysten som eksempel.

Tabell 1. Oversikt over forekomster av naturtypen «Strandeng og strandsump» (kode G05) i Naturbase per 23.01.2012. Verdi A betyr «svært viktig», verdi B «viktig» og verdi C «lokalt viktig».

Overview of occurrences of the nature type «Salt meadow and salt marsh» (coded G05) in the reporting tool «Naturbase» as of 23.01.2012. Value A means «very important», value B «important» and value C «locally important».

	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Totalt
Antall	59	56	6	121
Areal (daa)	3744	1902	118	5764
Gjennomsnittlig areal (daa)	63	34	20	48

Hvordan trekke et tilfeldig utvalg?

Vi la Statistisk sentralbyrås (SSB) rutenett på 250 x 250 m over Østfolds kystlinje og fikk totalt 4156 kystruter. Fra dette datasettet trakk vi 300 tilfeldige ruter, men vektet sannsynligheten for å bli trukket med lengden av kystlinje innenfor ruten, og ga dem et løpenummer fra 1–300 (heretter kalt trekkenummer). For å vurdere sannsynligheten for forekomst av strandeng innenfor rutene brukte vi topografiske kart, flyfoto, informasjon om strandeng og strandsumplokalteter i Naturbase og funn av rødlistearter tilknyttet strandeng i Artskart. Ut fra dette ble rutene ekspertvurdert til «ja» eller «nei». Flyfoto var spesielt nyttig, men også rødlistefunn fra Artskart og 1m-koter (der disse fantes) ga verdifull informasjon. Ruter med strandeng og strandsumplokalteter i Naturbase ble alltid satt til «ja». De utvalgte rutene fordelte seg på kommunene i Østfold i stor grad i samsvar med lengden av kystlinje i hver kommune (tabell 2).

Vi startet med trekkenummer 1, vurderte ruten til «ja» eller «nei», og gjentok prosessen til vi hadde 50 «ja»-ruter. I august 2013 oppsøkte vi 26 av «ja»-rutene i felt. Vi startet med ruten med lavest trekkenummer. I felt avgrenset vi strandenger som polygoner, og inkluderte også areal utenfor den utvalgte ruten dersom strandenga strakk seg utenfor ruten. Strandenger som var adskilt med min. 10 m pga. svaberg, brygger osv. ble avgrenset som egne polygoner. Alle karplanter innenfor et polygon ble registrert. Vegetasjonsstruktur, ferskvannspåvirkning, beite og annen arealpåvirkning ble notert. Funn av rødlistearter ble stedfestet med GPS, med en kommentar om antallet individer. Alle rødlistefunn er å finne i Artskart.

Hvor mye strandenger har vi i Østfold?

Formålet med undersøkelsen var å kunne gi et estimat på hvor hyppig forekommende strandenger er langs Østfolds kyst, hvor stort areal strandengene dekker og hvilken økologisk tilstand arealene har. I de 26 «ja»-rutene vi oppsøkte i felt, avgrenset vi strandengpolygoner i 20. I alt 41 strandenger ble avgrenset, og antall strandenger pr. rute varierte fra 1–8, med et gjennomsnitt på 1,6 (tabell 3). Mange (14) av de avgrensede engene var små (< 100 m²), relativt eksponerte strandengfragmenter, gjerne i forsengkninger i eller mellom svaberg (figur 2). I alt ti av lokalitetene var større enn 1000 m², og tre var større enn 1 ha. Ni av strandengene, til sammen 76 % av det kartlagte arealet innenfor rutene, lå innenfor Naturbaselokaliteter av strandeng og strandsump (tabell 3).

I Boks 1 forklarer vi hvordan vi har skalert opp resultatene fra det tilfeldige utvalget av ruter for å gjøre anslag for hele Østfold. Vi anslår at ca. 30 % av Østfolds kystruter inneholder strandeng. Mange av strandengene som ble avgrenset i felt, har areal som strekker seg utenfor den utvalgte 250 x 250 m-ruten. Vi kan derfor ikke uten videre gange opp gjennomsnittlig antall strandenger per rute i utvalget vårt med beregnet antall strandengruter og få et estimat på antall strandenger i Østfold. Vi kan imidlertid gjøre et grovt anslag på totalareal av strandenger. Tar vi utgangspunkt i gjennomsnittlig strandengareal per rute i utvalget og ganger det opp med det estimerte antallet strandengruter, får vi et anslag på 2,72 km² strandeng i Østfold (95 % konfidensintervall: 1,14–4,89 km²). Alternativt kan vi bruke gjennomsnittlig strandengareal per meter

Tabell 2. Antall ruter (250 x 250 m) med kystlinje og lengde av kystlinjen (Kartverket, målestokk 1:5000) fordelt på Østfolds kommuner.

The number of grid cells (250 x 250 m) with coast line and length of coast line (The Norwegian Mapping Authority, scale 1:5000) in the municipalities of Østfold.

Kystlengde Østfold	Antall ruter	% av ruter	lengde (km)	% av lengde	ja-ruter	nei-ruter	sum	% av utvalg
Halden	296	7,1	81	5,8	2	4,5	6,5	5,2
Sarpsborg	321	7,7	99	7,1	3	5,5	8,5	6,8
Fredrikstad	1387	33,4	493	35,3	22	30	52	41,6
Råde	180	4,3	51	3,7	2	1	3	2,4
Rygge	190	4,6	52	3,7	3	2	5	4,0
Moss	236	5,7	61	4,4	1	3	4	3,2
Hvaler	1546	37,2	559	40,0	17	29	46	36,8
Hele fylket	4156	100,0	1396	100,0	50	75	125	100,0

Tabell 3. Ruter (250 x 250 m) kartlagt i 2013 med totalt strandengareal i ruta, antall strandenger og totalt areal av engene (inkl. areal utenfor ruten), antall karplanter og rødliste-funn.

Grid cells (250 x 250 m) surveyed in 2013, with total area of salt meadow within the grid cell, the number of salt meadows and the total area of these (including area outside of the focal grid cell), the number of vascular plants and red-listed species. For latin names see Table 4.

Kommune, rutenavn	Totalt areal i ruta (m ²)	Antall engar	Natur-base-lokalitet	UTM	Areal pr. eng (m ²)	Antall arter	Rødlistearter (nye funn i fet skrift)
Halden, Flatskjæra N	448	3	nei	PL 626399, 6554917	220	17	Strandrødtopp
				PL 626330, 6554882	215	34	Tusengylden, strandrødtopp
				PL 626337, 6554862	59	27	Tusengylden
Halden, Isebakke Ø	184	2	nei	PL 632780, 6555278	117	18	Tusengylden
				PL 632748, 6555282	67	20	Tusengylden
Sarpsborg, Dusebukta	1236	8	nei	PL 624761, 6557268	2038	31	Strandrødtopp
				PL 624617, 6557370	191	40	Tusengylden, strandrødtopp
				PL 624651, 6557317	135	18	Strandrødtopp
				PL 624665, 6557474	108	18	Strandrødtopp
				PL 624601, 6557426	59	31	Tusengylden, strandrødtopp
				PL 624681, 6557328	50	16	Tusengylden
				PL 624611, 6557443	25	16	Tusengylden, strandrødtopp
PL 624625, 6557451	18	16	Tusengylden, strandrødtopp				
Sarpsborg, Rosneklilen	2309	1	nei	PL 627040, 6556921	4101	38	Dvergglyden, strandrødtopp
Sarpsborg, Søndre Karlsøy V	292	4	nei	PL 621719, 6557428	172	22	Strandrødtopp
				PL 621704, 6557286	79	18	Tusengylden, strandrødtopp
				PL 621749, 6557382	25	15	Tusengylden, strandrødtopp
				PL 621673, 6557372	16	11	Tusengylden, strandrødtopp
Fredrikstad, Stangerholmen 1	4025	2	ja	NL 598689, 6572094	4400	54	Jordbærkløver, strandrødtopp
Fredrikstad, Stangerholmen 2	347	1	ja	NL 598608, 6572028	475	27	Jordbærkløver, strandrødtopp
Fredrikstad, Smaustangen	124	1	ja	NL 598510, 6571748	1065	37	Bukkebeinurt
				NL 599055, 6567007	243	23	Tusengylden, bukkebeinurt

Tabell 3 (forts.)

Kommune, rutenavn	Totalt areal i ruta (m ²)	Antall enger	Natur-base-lokalitet	UTM	Areal pr. eng (m ²)	Antall arter	Rødlistearter (nye funn i fet skrift)
Fredrikstad, Risholmen	410	4	nei	NL 598606, 6570488	411	28	Bukkebeinurt
			nei	NL 598590, 6570402	153	15	
			nei	NL 598628, 6570349	75	12	
			nei	NL 598649, 6570345	74	9	
Hvaler, Alkesten	13	1	nei	PL 613907, 6550536	13	11	
Hvaler, Haslesundet i Botnekilen	2018	2	nei	PL 617633, 6550441	2488	36	Krusfrø, strandrødtopp
			nei	PL 617853, 6550413	610	30	Dverggyliden
Hvaler, Sagene i Botnekilen	1292	1	nei	PL 616861, 6550666	1592	34	Tusengylden
Hvaler, Herføl: Tofte	1739	1	ja	PL 618267, 6541429	1739	32	Jordbærkløver
Hvaler, Libauen	1074	2	nei	PL 611979, 6550078	577	33	Jordbærkløver, dverggyliden, strandrødtopp
			nei	PL 612026, 6545896	540	37	Strandrødtopp
Hvaler, S for Viken	322	1	nei	PL 611806, 6545896	322	30	
Hvaler, Seiløy N	91	2	nei	PL 606416, 6555363	53	29	
			nei	PL 606464, 6555364	38	24	Strandrødtopp
Hvaler, Tjeldholmen N	719	1	ja	PL 612349, 6553520	719	36	Strandrødtopp, dverggyliden, pusleblom
Hvaler, Tjeldholmen: Storenga	9065	1	ja	PL 612198, 6553189	10066	33	Strandrødtopp
Hvaler, Urgårdskilen	2936	2	ja	PL 607857, 6550672	18331	71	Strandrødtopp, bukkebeinurt, dverggyliden, pusleblom, jordbærkløver
			nei	PL 607568, 6550517	156	26	
Hvaler, Vikerkilen	13622	1	ja	PL 611392, 6546650	24510	64	Pusleblom, dverggyliden, tusengylden, bukkebeinurt, strandrødtopp, ormetunge, krusfrø, smalsøte

2



Figur 2. Lite strandengfragment i hytteområde i Duseleira, Sarpsborg. Foto: ME.
Small fragment of salt meadow in cabin area in Duseleira, Sarpsborg.

kystlinje i utvalget vårt og gange det med gjennomsnittlig kystlinjelengde i de antatte strandengrutene. Da får vi et anslag på 1,50 km² (95 % konfidensintervall: 0,80–2,41 km²). Til sammenligning er arealet av naturtypen strandeng og strandsump i Naturbase (pr. 23.1.2012) 5 764 da, dvs. 5,76 km² (tabell 1).

Hvorfor er vårt arealestimat så mye lavere? Flere faktorer spiller inn. For det første har vi bare inkludert areal med relativt kortvokste strandenger, dvs. at rene takrørbestander ikke er inkludert. For det andre har vi gjort en streng avgrensning av strandengene mot andre naturtyper, som kulturmarksgeng eller svartorsumpskog. Avgrensning av lokaliteter i Naturbase er ofte gjennomført med «rund hånd» og inkluderer både hav, strandberg og tilgrensende skog. I 2012 kartla vi et utvalg lokaliteter av typen «strandeng og strandsump» fra Naturbase i Vestfold og Telemark og fant at strandenga i noen tilfeller utgjorde så lite som 2 % av lokaliteten og som regel < 50 % (Evju m.fl. 2012).

Våre beregninger viser altså at det i Østfold finnes mellom 1,5 og 2,7 km² med kortvokst strandeng. Vi kan forvente at rundt 75 % av arealet er kartlagt, dvs. at informasjon om lokalitetene ligger inne i Naturbase. Samtidig er > 75 % av lokalitetene vi har avgrenset i felt, ikke kartlagt fra før. Disse er i hovedsak smålokaliteter, men omfatter også lokaliteter med betydelig areal (tabell 3).

Hva er strandengenes økologiske tilstand?

I Naturtyper i Norge (NiN; Halvorsen m.fl. 2009b) karakteriseres naturtyper langs gradienter i ulike miljøfaktorer (Boks 2), dvs. variabler som påvirker naturtypens utforming og tilstand. Grunnleggende hevdtilstand – i hvilken grad lokaliteten har vært utnyttet til slått eller beite i tidligere tider – kan være vanskelig å vurdere uten å bruke historiske data. Basert på engenes beliggenhet og størrelse

Boks 1. Beregninger gjort på grunnlag av det tilfeldige utvalget

Alle beregningene forutsetter at det tilfeldige utvalget vi har tatt av ruter er et representativt utvalg.

Vi gikk gjennom 125 ruter med flyfoto, topografiske kart mv. (se teksten) for å finne 50 «ja»-ruter. Vi kan derfor anta at 40 % av kystrutene i Østfold (50/125) har høy sannsynlighet for forekomst av strandeng. Etter feltsjekk fant vi at 77 % av «ja»-rutene faktisk hadde strandeng (20/26). Antall kystruter med strandeng i Østfold kan derfor antas å være 1280 (77 % av 40 % av 4156), dvs. en forekomst i 31 % av Østfolds kystruter.

For å beregne areal har vi brukt to enkle framgangsmåter:

Vi har beregnet gjennomsnittlig areal av strandeng per rute i utvalget. Dette tallet har vi ganget med estimert antall strandengruter i Østfold. Da får vi et anslag på 2,7 km².

Vi har beregnet gjennomsnittlig areal av strandeng per meter kystlinje i utvalget. Dette tallet har vi ganget med estimert gjennomsnittlig lengde av kystlinjen i strandengrutene (anslått som total kystlengde delt på totalt antall ruter ganger antall strandengruter). Da får vi et anslag på 1,5 km².

For å estimere hvor mange 250 x 250 m-ruter de rødlistete karplantene forekommer i, har vi tatt som utgangspunkt at andelen forekomster i vårt tilfeldige utvalg av ruter er lik andelen forekomster i Østfolds «strandengunivers», som vi har beregnet til 1280 ruter. Vi har sortert vekk funn på en lokalitet

som ligger utenfor selve ruta som var trukket ut. Vi finner f.eks. tusengylden i sju av 20 ruter, dvs. i 35 % av rutene. Da kan vi forvente å finne tusengylden i 448 ruter med strandeng i Østfold (0,35 x 1280).

For å synliggjøre usikkerheten i estimatene våre har vi beregnet 95 % konfidensintervall. Det har vi gjort ved å bootstrappe datasettene, dvs. lage 1000 nye datasett med utvalgsstørrelse = 20 gjennom tilfeldig utvalg (med tilbakelegging) fra datasettet, beregne gjennomsnittet i hvert av de 1000 nye 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.

Vi lastet ned informasjon fra Artskart (16.10.2013) om de ni rødlisteartene vi fant i våre kartlegginger, totalt 2200 poster. I GIS hentet vi opp hver post, med informasjon om koordinatpresisjon, funnår og lokalitetsbeskrivelse. Vi hentet også opp det samme 250 x 250 m-rutenettet som brukt i utvalg av ruter. For hver art gikk vi gjennom hver post. Gamle funn uten lokalitetsbeskrivelse (f.eks. «Herføl») ble sortert ut hvis det fantes nyere og mer presise poster. Vi vurderte hvilke observasjoner som var fra samme rute og tilordnet dem til denne ruta. Vi har sortert rutene etter hvorvidt de har funn før og etter 1990. Funn utenfor kystlinjerutenettet er tatt ut, fordi vår feltmetode aldri vil kunne fange opp disse. På denne måten får vi en statistikk over hvor mange ruter den enkelte arten er funnet i, som kan sammenlignes med våre data (tabell 4).

Boks 2. Viktige miljøfaktorer på strandeng

I Naturtyper i Norge (versjon 1.0; Halvorsen m.fl. 2009b) defineres viktige miljøfaktorer (økokliner) som påvirker utformingen av naturtypene. For strandenger er det tre basisøkokliner som er viktige:

- oversvømmelsesvarighet: andel av tiden marka er dekket av vann, gir opphav til karakteristiske vegetasjonssoneringer fra vannet og innover land.
- salinitet: i hvor stor grad marka er saltpåvirket, gir opphav til inndeling i salt- og brakkvannseger.
- vannmetning: i hvor stor grad plantene har tilgang på vann, gir opphav til inndeling i fuktenger og veldrenete enger.

Andre miljøfaktorer er viktige for å beskrive strandengas økologiske tilstand (såkalte tilstandsøkokliner). Viktige faktorer er:

- grunnleggende hevdintensitet: i hvor stor grad har strandenga vært utnyttet i tidligere tider til beiting eller slått, og hvor denne utnyttelsen har satt spor.
- aktuell bruksintensitet: hvorvidt strandenga er i bruk.
- aktuell bruksform: om strandenga beites eller slås.
- gjengroingstilstand: beskriver en gjengroing etter opphør av husdyrbeite (eller slått).
- slitasje og slitasjebetinget erosjon: grad av slitasje på vegetasjonsdekket som følge av ferdsel (f.eks. friluftsliv).
- fremmedartsinnslag: beskriver hvor stor forekomst og mengde det er av fremmede arter.
- fremmed gjenstand: beskriver forekomst av fremmede gjenstander.

3



Figur 3. Takerør på frammarsj i Vikerkilen, Hvaler. Foto: ME.
Reed Phragmites australis on the increase in Vikerkilen, Hvaler.

antar vi at minst 13 av lokalitetene, som til sammen utgjør 89 % av det kartlagte arealet innenfor rutene, i tidligere tider har vært beitet eller slått. I dag blir fem av lokalitetene (39 % av arealet innenfor rutene) utnyttet til husdyrbeite. Sau beiter på tre lokaliteter, hest på én og storfe på én. Vi noterte gåsebeite på seks lokaliteter, hvorav tre også var beitet av husdyr. Ingen av engene blir, så vidt vi kunne se, slått i dag.

Etter opphør av beite på strandenger starter en suksesjon som i mange tilfeller ender i mer eller mindre total dominans av takerør *Phragmites australis* (Halvorsen m.fl. 2009a, figur 3). Takerør forekommer på 14 av lokalitetene, først og fremst på de største. De store lokalitetene har stor romlig heterogenitet; områder nær bekkeutløp gror for eksempel raskere til med takerør enn mer eksponerte, grunnlendte deler av enga. For å få et mål på vegetasjonsstruktur la vi ut 2–6 transekter i de 21 største lokalitetene. Transektene ble lagt på tvers

av vegetasjonssoneringen, og vi målte vegetasjonshøyde for hver meter innover. Gjennomsnittlig vegetasjonshøyde varierte fra 7 cm (Haslesundet i Botnekilen, strandeng 2, en kortvokst, plenslått strandeng) til 72 cm (Haslesundet i Botnekilen, strandeng 1, dominert av høyvokste graminider). På den største av lokalitetene, Vikerkilen, varierte gjennomsnittshøyden på vegetasjonen mellom transektene fra 19 cm på det korteste til 160 cm på det høyeste, noe som tydelig viser den store romlige variasjonen i vegetasjonsstruktur.

Datasettet vårt er lite, men antyder at over halvparten av arealet av relativt kortvokste strandenger i Østfold i dag som tidligere har vært beitet, nå er ubeitet. Vi kan derfor forvente en videre reduksjon av økologisk tilstand og areal av kortvokste strandenger over tid, med framtrepende effekter av opphør av beite på vegetasjonen. Restaurering av gjenvokste enger, f.eks. ved rydding av takerør og oppstart av beite, vil derimot kunne øke arealet

av kortvokste strandenger.

I tillegg til opphør av tradisjonell bruk, er generelt arealpress listet som en viktig trusselfaktor for sørlige strandenger. Totalt 10 lokaliteter (22 % av arealet innenfor rutene) har brygger eller båtopplag enten i eller inntil lokaliteten, og 11 lokaliteter (19 % av arealet) ligger inntil veier/annen infrastruktur, eller inntil plener, gjerne med en steinkant oppbygd i bakkant av strandenga (figur 2). Fem lokaliteter var delvis slått som plen, og deler av engene kan betegnes som «plenifiserte» strandenger. Vi kan derfor konkludere med at mange av smålokalitetene er under et betydelig press fra friluft- og hytteliv. Slitasje ser derimot ikke ut til å utgjøre et stort problem: selv om flere av strandengene vi kartla har stier, er slitasjen totalt sett liten, og betydelig slitasje ble registrert kun på én lokalitet.

Vi noterte få svartelistete arter; rynkerose *Rosa rugosa* (SE – svært høy risiko) og strandsteinkløver *Mellilotus altissimus* (HI – høy risiko) ble registrert på fem lokaliteter hver, og i alt seks lokaliteter (16 % av arealet) ble karakterisert med svakt fremmedartsinnslag.

Artsmangfold på strandengene

Totalt fant vi 170 arter med i alt 1158 registreringer på de 41 kartlagte strandengene. Vi fant totalt ni rødlistete karplanter. Rødlistearter ble funnet på 34 lokaliteter (83 %), og antallet rødlistearter per lokalitet varierte mellom 0 og 8.

Vi fant at antallet arter på en lokalitet øker med økende lokalitetsstørrelse (lineær regresjon; $R^2 = 0,67$, $p < 0,001$). Sammenhengen mellom areal og antall rødlistearter er også signifikant, men svakere ($R^2 = 0,22$, $p = 0,001$). Rødlistearter forekom så vel på de aller minste, som på de største lokalitetene (tabell 3), men bare de største engene hadde mange rødlistearter. Resultatene våre demonstrerer likevel tydelig at selv de små strandengfragmentene utgjør viktige leveområder for flere av de truede rødlisteartene, som tusengylden *Centaurium littorale*, dverggylden *C. pulchellum* og strandrødtopp *Odontites vernus* ssp. *litoralis*.

Strandrødtopp *Odontites vernus* ssp. *litoralis* (VU) var den vanligste rødlistearten i vårt datasett. Strandrødtopp er en ettårig halvparasitt knyttet til kortvokste, beitede strandenger. Ifølge Rødlistebasen har arten ca. 100 dokumenterte forekomster, hvorav mange er individfattige og ustabile. Den forekommer på kyststrekningen fra Halden til Lindesnes. Vi fant strandrødtopp i 24 strandenger i 12 av rutene. Fem av våre registreringer var nyfunn

(tabell 3):

Dusebukta (Sarpsborg): strandrødtopp registrert i seks av sju små strandengfragmentene i et hytteområde nord for friområdet Duseleira, samt i den større, ferskvannspåvirkete enga innerst i bukta. Tallrik.

Flatskjæra N (Halden): strandrødtopp i to av tre små strandenger.

Haslesundet i Botnekilen (Hvaler): >200 fertile individer i en høyvokst strandeng med mye havsivaks.

Rosnekilen (Sarpsborg): ett blomstrende individ. Lokaliteten er beitet av hest.

Stangerholmen (Fredrikstad): strandrødtopp på to av tre strandenger, totalt > 200 individer spredt på lokalitetene.

Tidligere undersøkelser tyder på at strandrødtopp ikke tåler så godt beite, spesielt fra sau (Svalheim 2011). Våre registreringer ser ut til å støtte dette. Både i Rosnekilen og Storenga på Tjeldholmen (Hvaler), som er beitet av sau, fant vi kun ett individ, og i Utgårdkilen (Hvaler) fant vi strandrødtopp bare i den ubeitete delen av strandenga. I de ubeitete engene var de fleste forekomstene våre individrike, med > 100 blomstrende individer.

I Europa opereres det med forekomst av tre underarter (Koutecký m.fl. 2012): engrødtopp *O. l.* ssp. *serotinus*, åkerrødtopp *O. l.* ssp. *vernus* og strandrødtopp *O. l.* ssp. *litoralis*. Alle tre er dokumentert å forekomme langs Østfoldkysten. Av 478 poster identifisert til underart i Artsdatabanken pr. 16.10.2013, er det imidlertid kun 124 herbariebelegg, og bare 34 er bestemt til strandrødtopp. Siden så mye av materialet kun er identifisert i felt, er det stor usikkerhet knyttet til bestemmelsene. Også våre egne bestemmelser er usikre, særlig i tilfelle hvor individene ikke var i skikkelig blomst når vi besøkte lokalitetene. Dessuten har vi ikke hatt spesielt fokus på åkerrødtopp, fordi denne har vært ansett som utdødd i Norge. Det foreligger imidlertid et belegg fra 2009 fra Asmaløy, Hvaler, som er identifisert til denne underarten. På grunn av disse usikkerhetene har vi valgt å analysere forekomstene i Artskart på artsnivå (tabell 4). Til tross for at rødtopp er kjent fra et høyt antall ruter, gjorde vi mange nyfunn i vårt tilfeldige utvalg. Strandrødtopp viser ingen tegn til tilbakegang i Østfold, og det er helt klart at Østfoldkysten er viktig for de norske forekomstene av arten.

Tusengylden *Centaurium littorale* (EN) var den nest vanligste rødlistearten i materialet vårt, en sterkt truet art (Kålås m.fl. 2010, figur 4A).

Tabell 4. Oversikt over rødlistearter funnet i strandenger i Østfold i 2013. Antall ruter (250 x 250 m-ruter) med funn, estimert antall strandengeruter med arten i Østfold (med 95 % konfidensintervall), antall poster i Artskart pr. 16.10.2013 (antall poster med presisjon i stedfesting ≤ 100 m), beregnet antall kystruter med poster av arten i Artskart (poster etter 1990 i parentes). For forklaring av framgangsmåte, se Boks 1.

Overview of red-listed species in salt meadows in Østfold 2013. The number of grid cells (250 x 250 m) with finds, the estimated number of grid cells with the species in Østfold (with 95% confidence interval), the number of posts in the database «Artskart» as of 16.10.2013 (no. of posts with coordinate precision ≤ 100 m), the estimated number of grid cells along the coast with existing observations of the species (observations after 1990. Detailed information on procedure can be found in Box 1).

Art	Ant. ruter med funn	Estimert ant. ruter (95 % konfidensintervall)	Ant. poster i Artskart	Kystruter med poster av arten i Artskart
Strandrødtopp <i>Odontites vernus</i> ssp. <i>litoralis</i>	12	768 (511–1024)	282 (254)	177 (159)*
Tusengylden <i>Centaureum littorale</i>	7	448 (192–704)	537 (400)	161 (142)
Dverggylde <i>C. pulchellum</i>	4	256 (64–512)	351 (190)	156 (132)
Bukkebeinurt <i>Ononis arvensis</i>	4	256 (64–448)	277 (136)	114 (84)
Jordbærkløver <i>Trifolium fragiferum</i>	3	192 (0–384)	319 (107)	88 (69)
Pusleblom <i>Anagallis minima</i>	2	128 (0–320)	78 (12)	33 (15)
Krusfrø <i>Selinum carvifolia</i>	2	128 (0–320)	129 (37)	48 (29)
Smalsøte <i>Gentianella uliginosa</i>	1	64 (0–192)	89 (37)	31 (21)
Ormetunge <i>Ophioglossum vulgatum</i>	1	64 (0–192)	138 (44)	54 (42)

* gjelder artskomplekset rødtopp, se teksten.

Tusengylden er toårig og setter rosetter første år som blomstrer andre år. Arten er sterkt knyttet til kortvokste strandenger. Den forekommer spredt fra Halden til Farsund, samt med noen funn i Rogaland (Sola, Rennesøy og Karmøy). Vi fant tusengylden i 15 enger i totalt sju ruter, hvorav tre var nyfunn (tabell 3):

Flatskjæra N (Halden): tusengylden i to av tre små strandenger.

Isebakke Ø (Halden): tusengylden i to små strandengragmenter lokalisert mellom svaberg, totalt > 75 fertile og > 150 rosetter. Et gammelt (1935), ikke stedfestet funn av tusengylden fra «berg: Isebak ved Svinesund» foreligger i Artskart.

Dusebukta (Sarpsborg): tusengylden på fem av sju små strandenger, totalt minst 100 fertile individer. Tusengylden finnes i friområdet Duseleira rett sør for den inventerte ruten.

Tusengylden er funnet i 161 kystruter i Østfold, og i de langt fleste tilfelle foreligger det funn etter 1990 (tabell 4). Eldre forekomster uten nyere dokumentasjon forekommer hyppigere på fastlandet enn på øyene. Østfoldkysten er et svært viktig område for den norske forekomsten av arten. Selv om hevdene av strandenger er redusert, synes det som om arten klarer seg forholdsvis bra, kanskje fordi den

er i stand til å etablere seg på små strandengragmenter med annen form for forstyrrelse.

Dverggylde *Centaureum pulchellum* (VU) er en ettårig art som også er sterkt knyttet til kortvokste strandenger fra Østfold til Kristiansand. Dverggylde vokser ofte sammen med tusengylden, men har litt færre kjente forekomster. De fleste forekomstene er observert i ny tid, men det er en tendens til at forekomstene uten nyere dokumentasjon er i de vestre delene av fylket. Vi fant dverggylde i seks enger, men bare innenfor fire av 250 x 250 m-rutene. Ett av funnene var en ny registrering av dverggylde:

Haslesundet i Botnekilen (Hvaler): > 100 blomstrende dverggylde spredt i en plenifisert strandeng med noe gåsbeite.

Bukkebeinurt *Ononis arvensis* (NT) (figur 4B) er knyttet til beitemark i lavlandet, kantsoner og beitehavstrandsamfunn. Vi registrerte bukkebeinurt på fem lokaliteter fordelt på fire ruter. Vi gjorde to nyfunn av arten:

Smaustangen (Fredrikstad): to ikke-fertile individer ble registrert. Denne lokaliteten ble kartlagt av Biofokus i 2009, uten at bukkebeinurt ble registrert,



Figur 4. Noen rødlistearter på strandeng. **A** Tusengylden, **B** bukkebeinurt, **C** jorbærkløver, **D** pusleblom. Foto: HB (A, B, D)/OES (C).

Some red-listed plants in salt meadows. **A** *Centaureum littorale*, **B** *Ononis arvensis*, **C** *Trifolium fragiferum*, **D** *Anagallis minima*.

og arten er sannsynligvis nylig etablert her.

Risholmen (Fredrikstad): vel 25 individer i et smalt strandengfragment med relativt høyvokst vegetasjon i en liten bukt i et hytteområde.

Vi estimerte i alt 151 forekomster av bukkebeinurt i Østfold, hvorav ca. 25 % ikke er fra kystrutene (tabell 4), men først og fremst fra jordbruksbygdene mellom raet og kysten. Det er påfallende at disse innlandsforekomstene er av eldre dato, og det er nok i disse habitatene arten har hatt sin sterkeste tilbakegang. I strandengene synes frekvensen og tilstanden for arten å være rimelig god.

Jordbærkløver *Trifolium fragiferum* (EN) (figur 4C) forekommer på havstrandenger i sørøst (Østfold til Arendal, inn til Ak Oslo), med de største gjenværende populasjonene i Østfold (Kålås m.fl. 2010). Vi fant jordbærkløver på fem lokaliteter, i tre ruter. To lokaliteter var nye for jordbærkløver:

Stangerholmen (Fredrikstad): fem flekker med jordbærkløver langs stien på vestsiden av lokaliteten, totalt minst 300 blomsterhoder.

Libauen (Hvaler): >230 blomsterhoder totalt i en rimelig sær lokalitet. Strandenga ligger bak en oppbygd voll mot bryggene, grunnen består av omrørte masser og fyllmasser, og vegetasjonen er uten kontakt med vann (figur 5). Det går en grussti langs kanten av enga, med en del slitasje, og jordbærkløver var rikt fertil. Den vokste sammen med bl.a. dverggyliden og strandrødtopp.

Jordbærkløver er vanskelig å skille fra hvitkløver når plantene ikke er i blomst eller frukt. Den registreres derfor sjelden når det botaniseres på forsommeren, og den er nok noe oversett. Arten er sterkt knyttet til kortvokst strandeng. Der vegetasjonshøyden øker, er det typisk at den vokser langs stier og tråkk, noe den synes å tåle ganske godt. Med 88 lokaliteter totalt (tabell 4) har nok arten aldri vært vanlig i Østfold.

Pusleblom *Anagallis minima* (figur 4D) er sterkt truet (EN) grunnet en pågående sterk tilbakegang for arten og dens voksesteder. Dette skyldes opphør av beite og tråkk i strandområder, nedbygging av strandsonen og vassdragsreguleringer. Det er anslått at 7 av 33 forekomster i Østfold sannsynligvis er intakte (Kålås m.fl. 2010). Vi fant arten på tre lokaliteter (men bare i to 250 x 250 m-ruter), to hvor den var kjent fra før (Utgårdkilen og Vikerkilen, begge Hvaler) og én ny:

Tjeldholmen N (Hvaler): en ganske hardt sauebeitet eng nord på Tjeldholmen. Pusleblom er registrert fra andre lokaliteter på Tjeldholmen.

I Utgårdkilen var pusleblom svært tallrik på øst-siden av kilen, i et smalt belte med mye sauetråkk. Også strandenga på Tjeldholmen er beitet av sau, mens i Vikerkilen, som er ubeitet, fant vi pusleblom i erosjonskanter langs svakt hellende svaberg. Alle nye observasjoner av pusleblom (fra 15 ruter) er fra Hvaler og østre del av Fredrikstad, mens det foreligger en rekke eldre funn fra Onsøy og Kråkerøy i vestre Fredrikstad. Det er mulig at dette gjenspeiler noe forskjell i kartleggingsintensiteten. Denne knøttlille arten er selvfølgelig også lett å overse, og den varierer nok betydelig i mengde fra år til år. De få funnene viser uansett at arten alltid har vært sjelden i Østfold, men muligens indikerer den relativt lave andelen av nyere funn at arten er i tilbakegang.

Krusfrø *Selinum carvifolia* (NT) er knyttet til fuktige beiteenger og til dels strandenger. Arten kan være vanskelig å skille fra melkerot *Peucedanum palustre* når den ikke er fertil. Vi fant krusfrø på to lokaliteter i to ruter, i Vikerkilen hvor det er gjort funn tidligere, og i Haslesundet i Botnekilen (Hvaler), i en høyvokst strandeng med mye havsivaks, hvor krusfrø vokste i mjørdurbeltet i bakkant av enga. Krusfrø har det samme mønsteret som bukkebeinurt, med en betydelig andel (23 av 73) av forekomstene i innlandet og med størst tilbakegang blant innlandsforekomstene. Arten er sjelden, og 40 % eldre forekomster indikerer tilbakegang også på strandengene.

Smalsøte *Gentianella uliginosa* er sterkt truet (EN) på grensen til kritisk truet (CR; Kålås m.fl. 2010). Av 50 kjente forekomster fra Østfold til Sør-Trøndelag, er bare 10 dokumentert etter 1990. Vi fant smalsøte – totalt ca. 50 individer – på én lokalitet, Vikerkilen på Asmaløy på Hvaler. Smalsøte er i funn fra 1919 knyttet til strandenga i Vikerkilen, men nyere funn er gjort mellom bergknausene høyere oppe bak strandengene (hvor vi også fant den i 2013). Smalsøte er sjelden. Alle nyere funn er fra Hvalerøyenes sørkyst, og på disse lokalitetene har arten vært kjent lenge. Samtlige åtte lokaliteter i Fredrikstad kommune er uten nyere observasjoner. Arten kan være noe oversett da den er liten og blomstrer svært seint. De fineste bestandene vi har sett av arten er fra oktober måned. Likevel synes tilbakegangen å være betydelig, inkludert en reduksjon av artens forekomstareal.

Vi fant for øvrig også smalsøte på Tjøme i Vestfold i 2012, i lokaliteten Ørahavna (Naturbase-ID BN00063061); ca. 10 individer langs sti/tråkk i en



Figur 5. Strandengvegetasjon på Libauen, Asmaløy (Hvaler). Her vokste dverggyliden, jordbærkløver og strandrødtopp. Foto: ME.

Salt meadow vegetation in Libauen, Hvaler, where we found *Centaureum pulchellum*, *Trifolium fragiferum* and *Odontites vernus* ssp. *litoralis*.

av to små, relativt kortvokste strandenger, der den vokste sammen med ormetunge, dverggyliden og tusengyliden. Det er bare gjort to tidligere funn av smalsøte på Tjøme (Grøstad 1999).

Ormetunge *Ophioglossum vulgatum* (VU) er knyttet til to typer habitat: kortvokste (ofte beitete) strandenger og slåtte-/beiteenger på baserik grunn. Vi fant ormetunge på én lokalitet, Vikerkilen, med mer enn 150 individer. Ormetunge har bare spredte og hovedsakelig eldre funn utenfor Hvaler. På Hvaler er den til gjengjeld ganske frekvent.

I tabell 4 har vi laget en oversikt over hvordan posene i Artskart fordeler seg på 250 x 250 m-ruter for de ni rødlisteartene. Vi viser også hvor mange forekomster artene kan forventes å ha i Østfold, dersom vi skalerer opp våre funn til hele Østfolds

kyst. Sammenligner vi antall funn i vårt utvalg med antall kystruter med nyere funn i Artskart, finner vi en korrelasjon på 0,862, dvs. en svært god overensstemmelse. Imidlertid er våre estimater for antall forekomster høye i forhold til antall kjente funn (tabell 4). Det kan derfor se ut som om rødlisteartene kan forventes å være mye vanligere i Østfold enn hittil kjent. Dette inntrykket forsterkes av at vi gjorde overraskende mange nyfunn i et lite utvalg ruter. Man må selvfølgelig ta i betraktning at estimatene våre er usikre pga. et lite utvalg, spesielt for de sjeldneste artene. En økning av utvalgsstørrelsen vil gjøre det mulig å lage mer presise estimater. Dette jobber vi videre med innenfor ARKO-prosjektet, slik at vi kan gi forvaltningen gode råd om overvåking av hotspot-habitatet strandeng og artene der.

Noen avsluttende betraktninger om strandenger i Østfold

Denne undersøkelsen ble satt i gang som del av en metodetest for kartlegging og overvåking av strandenger og artsinventaret der. Vi har gjennom undersøkelsen vist at strandenger er relativt hyppig forekommende langs Østfolds kyst. Noen vil kanskje innvende at det ikke er ny kunnskap. Nytt er imidlertid at vi med vår utvalgsmetodikk har mulighet til å trekke forsiktige konklusjoner både om arealet av og den økologiske tilstanden til strandenger. Beregningene våre viser at Østfold har mellom 1,5 og 3 km² strandeng av den relativt kortvokste typen. Estimater er betydelig mindre enn det arealet som er kartlagt i Naturbase. Vi viser også at mange smålokaliteter, og en del større lokaliteter, mangler i Naturbase. Disse små strandengfragmentene utgjør viktige leveområder for rødlistearter i Østfold, men mange av dem ligger i områder med stort arealpress, med påvirkninger i form av tilrettelegging for friluftsliv, som plenslått, brygger og båtopplog. Gjengroing av strandengene med takrør og andre høyvokste graminider framstår likevel som den viktigste trusselen mot det gjenværende arealet av kortvokste strandenger i Østfold; om lag halvparten av arealet som tidligere har vært beitet, er nå ubeitet. Dette er likevel reversible prosesser, og målrettet rydding av takrør og igangsetting av beite vil kunne bidra til å øke arealene av dette hotspot-habitatet.

Takk

Takk til Anders Often for hjelp til feltarbeid. Prosjektet er utført som en del av ARKO-prosjektet (Arealer for Rødlistearter – Kartlegging og Overvåking), finansiert av Miljødirektoratet, Forsvarsbygg, Jernbaneverket, Landbruks- og matdepartementet, Norges vassdrags- og energidirektorat og Statens landbruksforvaltning. ARKO-prosjektet er en del av Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold.

Litteratur

- Anonym 2007. Kartlegging av naturtyper. Verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13. 254 s.
- Evju, M., Bakkestuen, V., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Nordén, B., Stabbetorp, O. E., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2013. ARKO-prosjektet: en viktig kunnskapsleverandør for forvaltning av Norges biologiske mangfold. *Naturen* 2013-3: 90-104.
- Evju, M., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Jordal, J. B., Molia, A., Nordén, B., Stabbetorp, O. E., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2012. Kartlegging og overvåking av rødlistearter: Framdriftsrapport for ARKO-prosjektet 2012. NINA Minirapport 406. 44 s.
- Grøstad, T. 1999. Smålsøte *Gentiana uliginosa* (Willd.) Börner funnet på tre lokaliteter i Larvik kommune, Vestfold. *Blyttia* 57: 37.
- 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. 2009a. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0. Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
- 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. 2009b. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. Artsdatabanken, Trondheim.
- Koutecký, P., Tuleu, G., Bađurova, T., Košnar, J., Štech, M. & Těšitel, J. 2012. Distribution of cytotypes and seasonal variation in the *Odonites vernus* group in central Europe. - *Preslia* 84: 887-904.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Lundberg, A. & Rydgren, K. 1994. Havstrand på Sørøstlandet. Regionale trekk og botaniske verdier. NINA Forskningsrapport 047. 222 s.
- Svalheim, E. 2011. Strandengene i Søm-Ruakerkilen naturreservat, Grimstad kommune, Aust-Agder. Oppfølging av igangsatte skjøtselstiltak. *Bioforsk Rapport* 6 (151). 42 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E., Bratli, H., Framstad, E., Jordal, J. B. & Ødegaard, F. 2011. Hotspots - naturtyper med mange truede arter. En gjennomgang av Rødlista for arter 2010 i forbindelse med ARKO-prosjektet. NINA Rapport 683. 66 s.