

Sanddyner som indikator på miljøendring

*Naturtypekartlegging og analyse av økologisk tilstand,
Skarasanden - Jærstrendene landskapsvernområde.*



Masteroppgave i miljø- og landskapsgeografi

Henning Auestad



Institutt for geografi

Universitet i Bergen 2013

Forsidebilde: Sanddynelandskapet på Skarasanden i Sola kommune sett fra nord.

Forord

To år er gått siden jeg begynte på masterprogrammet miljø- og landskapsgeografi. Studiet har vært både krevende, spennende og lærerikt. Når det nå er i ferd med å avsluttes, vil jeg benytte anledningen til å takke de som har vært med på veien. Først og fremst vil jeg takke professor Anders Lundberg for god veiledning, både gjennom feltarbeidet og i skriveprosessen. Jeg vil også takke medstudenter for et godt faglig og ikke-faglig miljø. Til slutt vil jeg takke venner, familie og kjæreste, for støtte og tålmodighet gjennom en hektisk periode.

Henning Auestad,

Bergen, november 2013

Sammendrag

Mål: Oppgaven hadde som mål å avdekke naturtypers romlige fordeling og økologiske tilstand på Skarasanden i Sola kommune i Rogaland. Gjennom innsamling av et sammenliknbart datamateriale, vil området kunne overvåkes på likt grunnlag, og vil kunne gi forvaltningen en pekepinn på eventuelle fremtidige tiltak.

Tema: Skarasanden karakteriseres av et sanddynelandskap bestående av nasjonalt truede naturtyper. Området har siden 1977 vært vernet gjennom Jærstrendene landskapsvernområde. Naturtypenes tilstand er i stor grad styrt av havets eroderende og akkumulerende krefter. Dynamikken er eksempelvis avgjørende for opprettholdelsen av en beskyttende dynefront, som demmer opp for bølgeerosjon og sandflukt. Naturtypenes økologiske tilstand er samtidig påvirket av menneskebetenget erosjon, da området utgjør en helårlig arena for friluftsliv og rekreasjon. Slitasjebetenget erosjon i kombinasjon med naturlig dynamikk, utgjør den største trusselen for naturtypenes tilstand i dag. Intensiv ferdsel og naturlig dynamikk har også vært gjeldene gjennom historien, da sanddynekomplekset utgjorde en viktig ressurs for det lokale jordbruket. Påvirkningsfaktorene hadde tidvis store degraderende effekter på naturtypenes utforming og tilstand.

Teoretisk rammeverk: Oppgaven tar utgangspunkt i det nye likvektsparadigmet, og teori knyttet til forstyrrelse og suksesjon i vegetasjonssamfunn. Oppgaven tar også for seg teori knyttet til de geomorfologiske prosessene som ligger til grunn for dannelsen av et sanddynelandskap, og hvordan topografi sammenfaller med vegetasjonsstruktur.

Metode: Naturtypenes romlige fordeling ble kartlagt ved GPS, for deretter å bli behandlet i GIS. Økologisk tilstand generelt, ble kartlagt gjennom strukturert befarings, mens vegetasjonsstruktur i sanddynekomplekset ble analysert gjennom transektanalyse. Slitasjebetenget erosjon ble registrert ved transektanalyse langs deler av stikomplekset, samt på bakgrunn av flybildetolkning. Analyse av flybilder var også avgjørende for tolkning av erosjonstendenser gjennom historien.

Hovedresultater: Naturtypene er strukturert gjennom mer eller mindre parallelle soner fra ytre til indre deler av landskapet. Soneringene kommer spesielt til uttrykk gjennom ulike suksesjonstrinn. Dynekompleksets funksjon som ressurs i tidligere tid, må antas å ha sammenheng med naturtypenes tilstand den dag i dag. Naturlig dynamikk og slitasjebetenget erosjon vil være utslagsgivende for økologisk tilstand.

Stikkord: naturforvaltning, landskapsvernområde, naturtypekartlegging, økologisk tilstand, naturlig dynamikk, erosjon.

Innhold

Forord	v
Sammendrag	vii
Innhold	x
Figurliste	xiii
Tabelliste	xv
Kapittel 1. Introduksjon	1
1.1 Naturtyper og forvaltning	1
1.2 Kystsanddyner som naturtype	4
1.3 Geografisk kontekst - Jærstrendene landskapsvernområde.....	7
1.4 Tidligere undersøkelser	9
1.5 Mål og problemstillinger	10
Kapittel 2. Teoretisk rammeverk	11
2.1. Økologi og økosystem	11
2.2 Suksesjon, forstyrrelse og likevekt.....	12
2.2. Økoklin	13
2.3. Tilstandsvariabler	14
2.4. Landformdannende prosesser og sanddynedannelse	15
2.5. Sonering og artssammensetning i kystsanddyner	18
2.5.1. Sandstrand	19
2.5.2. Fordyner	20
2.5.3. Primærdyner	21
2.5.4. Etablerte dyner	22
2.6. Enkeltarter i henhold til økologisk tilstand.....	23
2.6.1 Rødlistearter	24
2.6.2 Svartelistede arter.....	25
2.6.3 Nøkkelarter og indikatorarter	26

2.7. Ulike maler for naturtypekartlegging	27
2.7.1 Vegetasjonstyper i Norge (Fremstad, 1997)	27
2.7.2 DN – håndbok 13	28
2.7.3 Skog og landskap – Veiledning i vegetasjonskartlegging	28
2.7.4 Naturtyper i Norge (NiN).....	28
2.7.5 Universelle tilstandvariabler i NiN	29
Kapittel 3. Studieområdet.....	31
3.1. Geologi og topografi.....	32
3.2. Vegetasjonskarakteristikk.....	33
3.3. Dynamikk og slitasje	34
3.4. Klima	34
Kapittel 4. Kilder og metoder.....	36
4.1. GPS	37
4.2. Geografiske informasjonssystemer (GIS)	38
4.3. Transektanalyse	38
4.4. Transektanalyse av slitasjebetinget erosjon.....	39
4.5. Flybildetolkning.....	41
4.6. Strukturert befarings.....	42
4.7. Gjenfotografering	43
4.8. Gradientanalyse ved ordinasjon.....	43
4.8.1 Valg av ordinasjonsmetode.....	44
4.8.2 Hvordan lese diagrammet?	45
4.9. Valg av kartleggingsmanualer	45
Kapittel 5. Resultater og analyse	46
5.1. Naturtypekartlegging	47
5.1.1 Driftinnfluert sand-forstrand. Strandreddik-utforming (V4a).....	47
5.1.2 Ferskvannspåvirket driftvoll (V3).....	48
5.1.3 Fordyner. Strandkveke-utforming (V6a)	48

5.1.4	Primærdyner. Marehalm/strandrug-utforming (V7 a,b)	49
5.1.5	Svingeldyner (W1)	50
5.1.5	Dyneeng (W2b)	51
5.1.6	Dynetrau (W4)	51
5.1.7	Kantkratt (F5)	52
5.1.8	Plantefelt (I7)	52
5.2.	Vegetasjonsstruktur i sanddynekomplekset	55
5.2.1	Transektanalyse av vegetasjonsstruktur	55
5.2.2	Resultater av ordinasjon	63
5.2.3.	Utbredelse av sandnattlys	66
5.3.	Analyse av erosjon og dynefrontstabilitet	67
5.3.1.	Generelle erosjonstendenser	67
5.3.2.	Måling av dynefrontdynamikk	75
5.4.	Estimater av slitasjebetinget erosjon	78
Kapittel 6. Diskusjon av datamaterialet		81
6.1	Tilstandsvurdering av naturtypene på forstranden	82
6.2	Tilstandsvurdering av fordyner	84
6.3	Tilstandsvurdering av primærdyner	85
6.4	Tilstandsvurdering av svingeldyner	88
6.5	Tilstandsvurdering av dyneeng	92
6.6	Tilstandsvurdering av plantefelt	93
Kapittel 7. Konklusjon		95
Litteratur		97
Nettreferanser		102
Vedlegg		i

Figurliste

Figur 1.1: Endring i vernet areal på Norges fastland fra 1975 – 2011 (Direktoratet for naturforvaltning, 2012).....	4.
Figur 1.2: Kystsanddyner i Europa (Doody, 2001).....	5.
Figur 1.3: Jærstrendene er et populært utfartsområde (t.v, Norsk flyfoto AS). Informasjon gjennom skilting (t.h) er et viktig virkemiddel for å få folk til å opptre aktsomt.....	9.
Figur 2.1: Oversikt over ulike tilstandvariablers påvirkningsgrad på biodiversitet i 2010 (Artsdatabanken, 2010c).....	15.
Figur 2.2: Illustrasjon av sanddelingssystemet ved et positivt sedimentbudsjett (Psuty, 2008).....	18.
Figur 2.3: Transekt av soneringer i strandsonen. Eksempel fra Lista (Høiland, 1974).....	20.
Figur 2.4: Fordeling av truede arter på norsk rødliste i 2010 (Artsdatabanken, 2010).....	24.
Figur 2.5: Sandnattlys på Jæren.....	25.
Figur 2.6: Rynkerose (t.v) og lupin (t.h) utgjør en stor trussel for den stedegne artsdiversiteten på Jæren, og er hyppig å finne i og rundt sanddyner.....	26.
Figur 1.7: Naturtypenivåer i NiN (Artsdatabanken, 2009).....	29.
Figur 3.1: Oversikt over studieområdet.....	32.
Figur 3.2: Månedlige gjennomsnittsverdier for temperatur og nedbør på Sola - normalperioden 1961-1990 (eklima.no).....	36.
Figur 3.3: Dominerende vindsystemer for Sola - normalperioden 1961 – 1990 (eklima.no).....	36.
Figur 4.1: Eksempel på et overvåkningspunkt bestående av fem registreringslinjer (Eide et al., 2011).....	40.
Figur 4.2 a,b: Ruteanalyse av slitasjebetinget erosjon.....	41.
Figur 5.1: Strandreddik-utforming i sørlige deler av forstranden Bildet er tatt mot nord.....	47.
Figur 5.2: Kildegras er dominant for naturtypen (t.v.), samtidig som varierende vannføring i tilsiget påvirker areal og utforming (t.h.). Bildene er tatt mot vest.....	48.
Figur 5.3 a,b: Veldefinert fordynesone (t.v.) avbrutt av frittstående erodert sandkule (t.h.). Bilde til venstre er tatt mot sør, mens bilde til høyre er tatt mot nord.....	49.

Figur 5.4: Svingeldyner med primærdyner i forgrunnen. Foto: Anders Lundberg.....	50.
Figur 5.5: Strandrug og sitkagran i dyneengen (t.v.). Stormvøllen Rindi med dominans av landøyda (t.h.). Foto: Anders Lundberg.....	51.
Figur 5.6 : Oversvømt dynetrau (t.v.). Rynkerose-utforming sør i svingeldynene (t.h). Begge bildene er tatt mot nord.....	52.
Figur 5.7: Grensen mellom dyneeng og plantefelt. Bilde er tatt mot vest.....	53.
Figur 5.8: Naturtypekart over Skarasanden.....	54.
Figur 5.9: Oversikt over transekt.....	56.
Figur 5.10: Resultat av ordinasjon ved DCA.....	64.
Figur 5.11: Resultat av ordinasjon ved CCA.....	65.
Figur 5.12: Sandnattlys på Skarasanden.....	66.
Figur 5.12: Oversikt over utbredelse av sandnattlys.....	66.
Figur 5.14: Utsnitt av Skarasanden anno 1937.....	70.
Figur 5.15: Utsnitt av Skarasanden anno 1963.....	71.
Figur 5.16: Utsnitt av Skarasanden anno 1979.....	72.
Figur 5.17: Utsnitt av Skarasanden anno 1989.....	73.
Figur 5.18: Utsnitt av Skarasanden anno 2009.....	74.
Figur 5.19: Grovskissering av målepunkter (nord, midt, sør). Flybildet er fra 2009.....	75.
Figur 5.20: Utsnitt av det sørligste målepunktet for år 1963 og 2009. Den røde streken markerer avstanden fra målepunkt til dynefront. Som vi ser ut ifra avstanden, har dynefronten forskjøvet seg 19 m innover i landskapet fra 1963 til 2009.....	76.
Figur 5.21: Stislitasje i overvåkningspunkt 2.....	79.
Figur 5.22: Erosjonsskrent i overvåkningspunkt 4.....	80.
Figur 5.23: Oversikt over overvåkningspunktene's fordeling i landskapet.....	81.

Tabelliste

Tabell 2.1: NiNs trinndeling ved vurdering av slitasjebetinget erosjon (Halvorsen et al., 2008b).....	30.
Tabell 2.2: Trinndeling av tilstandsvariabelen <i>dynestabilitet (DS)</i> i <i>Havstrandsnatur – tilstand og overvåking</i> (Lundberg, 2013).....	31.
Tabell 5.1: Oversikt over kartlagte naturtyper i studieområdet, inkludert naturtypekoder i Fremstad (1997) og NiN.....	53.
Tabell 5.2: Prosentvis dekningsgrad og sjiktning i transekt 1. Transektet strekker seg fra øst mot vest.....	57.
Tabell 5.3: Prosentvis dekningsgrad og sjiktning i transekt 2. Transektet strekker seg fra øst mot vest.....	58.
Tabell 5.4: Prosentvis dekningsgrad og sjiktning i transekt 3. Transektet strekker seg fra øst mot vest.....	60.
Tabell 5.5: Prosentvis dekningsgrad og sjiktning i W-formet ruteanalyse.....	62.
Tabell 5.6: Diagrammene viser målepunktene avstand til dynefronten for ulike årstall.....	77.
Tabell 5.7: Oversikt over borterodert materiale i overvåkningspunkt 1-5.....	81.

Kapittel 1. Introduksjon

1.1 Naturtyper og forvaltning

Forvaltning og vern av truede naturtyper har de siste tiårene blitt viet økt miljøpolitisk oppmerksomhet. En naturtype defineres i naturmangfoldloven av 2009 som; «*en ensartet type natur, som omfatter alt plante- og dyreliv, og de miljøfaktorer som virker der*». Naturtyper kan være verneverdige ut ifra deres økologiske funksjoner, som habitat for dyr og planter, i tillegg til opplevelsesmessige, estetiske og kulturhistoriske hensyn (Bugge, 2011). Et av grunnprinsippene i forvaltningen, er behovet for å få dokumentert hvordan naturmiljøene responderer på menneskelig aktivitet og naturlig forstyrrelse. Hvilke påvirkningsfaktorer som dominerer, og i hvilken grad disse kommer til uttrykk, måles gjennom *økologisk tilstand*. Tilstand defineres i denne forbindelse som; «*status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer*» (Naturmangfoldloven, 2009). Økologisk tilstand dokumenteres gjennom tilstandsrapporter, som vanligvis utarbeides av fylkesmennene i samarbeid med forskningsmiljøer. Rapportene vil være basert på et sammenlignbart datamateriale, der tilstandsvurderingen vil fungere som referansetilstand ved en eventuell senere overvåkning. Rapportene gir på denne måten forvaltningen en pekepinn på tilstand i forhold til bevaringsmål, og om det er behov for tiltak.

Det økte fokuset på miljøvern og miljøkunnskap, har bidratt til å gi forvaltningen et klarere rammeverk. Dette kommer til uttrykk både gjennom internasjonale konvensjoner, og gjennom nasjonalt lovverk. Prinsippet om å få frembrakt informasjon om tilstand og eventuell miljøforringelse, er blant annet et av hovedformålene i FNs konvensjon om biologisk mangfold fra 1992 (Rio-konvensjonen). Konvensjonen er en generelt formulert overordnet forpliktelse og ramme for arbeid med bruk og vern av naturen (Bugge, 2011). Konvensjonen har fungert som ramme også for nasjonal miljøforvaltningsrett, og har blant annet resultert i naturmangfoldloven av 19. juni 2009. Den nye loven avløser naturvernloven fra 1970, og inneholder nye prinsipper om vern og forvaltning. Loven fokuserer eksempelvis mer spesifikt på vern av biologisk mangfold, utvalgte naturtyper samt landskap av kulturhistorisk verdi. Naturmangfoldloven i relasjon til Plan- og bygningsloven er i dag vårt viktigste verktøy for å regulere nasjonal og lokal miljøforvaltning.

Fokuset på miljøkunnskap har videre bidratt til utvikling kartleggingsmanualer, herunder konkrete manualer for *naturtypekartlegging*. Manualenes formål er å skille naturtypers økologi, fysiognomi og utbredelse fra hverandre, for på denne måten å enklere definere tilstand. Naturtypekartlegging er et fagfelt i stadig vekst, men bør, grunnet naturens kompleksitet, «trenes» på for å tas i bruk på riktig måte. Norsk miljøforvaltning anvender i dag fire hovedmanualer for inndeling og kategorisering av norsk natur; *Vegetasjonstyper i Norge* - (Fremstad, 1997), *Veiledning i vegetasjonskartlegging* - (Skog og landskap, 2005), - *Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold* (DN håndbok 13) (Direktoratet for naturforvaltning, 2006), og *Naturtyper i Norge (NiN) – bakgrunnsdokument 1-9* (Artsdatabanken, 2009). Sistnevnte skiller seg fra konvensjonell naturtypekartlegging, ved at den, i tillegg til å være en manual for kategorisering av natur, også presenterer kategorisering av tilstandsvariabler, dvs. «*de indikatorer som blir brukt til å kartlegge tilstand i et verneområde, og som kan bli brukt som referanse ved senere overvåkning av natursystemet*» (Lundberg, 2013).

Mens NiN presenterer mer generelle tilstandsvariabler, utvikles det i tillegg manualer for overvåking av spesifikke naturtypers tilstand, da særlig i verneområder. Et eksempel på en slik manual er *Havstrandsnatur – Tilstand, overvåking* (DN-utredning 6-2013). Manualen tar for seg overvåking av tilstand i verneområder på havstrand, og presenterer spesifikke variabler med påvirkning på økologisk tilstand. Som vi skal se, kan tilstandsvariabler være av menneskelig karakter, eller komme til uttrykk gjennom naturlig dynamikk.

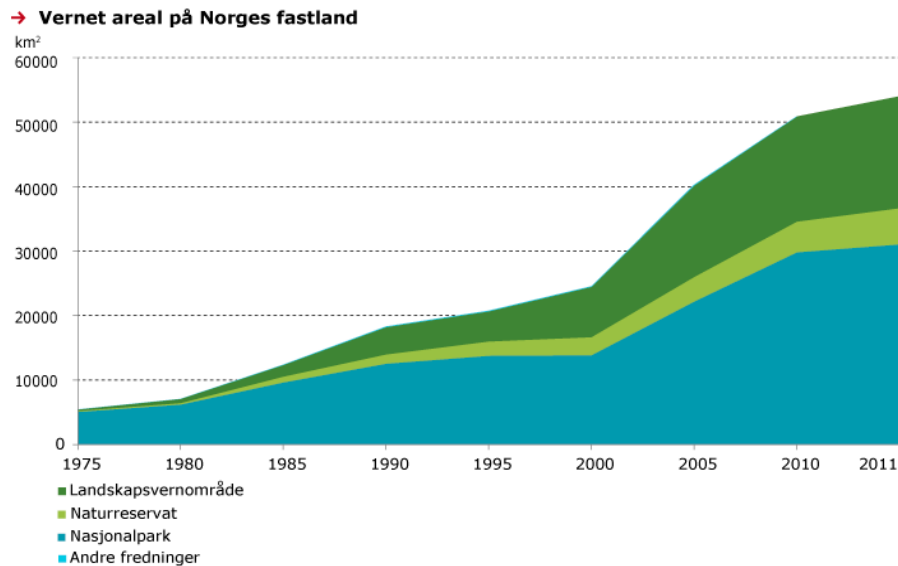
Et supplerende verktøy for å ivareta mangfoldet av naturtyper og økosystemer, er *Norsk Rødliste for naturtyper*. Rødlista baserer seg på prognoser for naturtypers risiko for å forsvinne, og indikerer grad av sårbarhet. Kriteriesettet for risikovurderingen er basert på et en internasjonal mal utviklet av IUCN (the International Union for Conservation of Nature), men er modifisert til å passe for særskilte vurderinger av naturtypers risiko for å forsvinne (Lindgaard og Henriksen, 2011). Rødlista utgjør med andre ord et grunnlag for å forbedre eller sikre naturmangfoldet, samt ivareta det generelle forvaltningsmålet for naturtyper og økosystemer. Det generelle forvaltningsmålet legger til grunn at; «*Naturen skal forvaltes slik at mangfoldet av naturtyper bevares innenfor deres naturlige utbredelsesområde og med det artsmangfoldet og de økologiske prosesser som kjennetegner den enkelte naturtype.*

Økosystemers funksjoner, struktur, produktivitet og dynamikk skal opprettholdes så langt som mulig.» (Naturmangfoldloven, 2009).

Truede naturtyper og artsdiversitet har frem til i dag, i stor grad blitt ivaretatt gjennom områdevern. Verneformene har til nå vært definert ved; nasjonalparker, naturreservat, biotopvernområder, marine verneområder og landskapsvernområder. *Nasjonalparker* utgjør store naturområder med særegne eller representative økosystemer. Ofte karakteriseres nasjonalparker av landskap uten tyngre inngrep. *Naturreservater* utgjør den strengeste formen for områdevern etter naturmangfoldloven. Verneformen defineres ved at den inneholder truet, sjelden eller sårbar natur, representerer en bestemt naturtype, har særskilt betydning for biologisk mangfold, utgjør en spesiell geologisk forekomst, eller har særskilt naturvitenskapelig verdi. Et *biotopvern* beskytter leveområdet til bestemte dyrearter eller planter, og utgjør økologiske funksjonsområder for en eller flere arter. Biotopvern defineres gjerne gjennom plantefredningsområder og fuglefredningsområder. *Marine verneområder* opprettes for å beskytte marine verneverdier, eller verdier som utgjør økologiske betingelser for arter som lever på land. Kriteriene for opprettelse av marine verneområder tilsvarer kriteriene for naturreservat (Miljødirektoratet, 2013). *Landskapsvernområder* er blant verneformene som har blitt hyppigere opprettet de siste årene. Verneformen legger til grunn samspeillet mellom natur og kultur. Landskapsvernområder er ofte karakterisert av særegent natur og kulturlandskap, men være preget av menneskelig aktivitet og næringsvirksomhet. Det er en helhetsvurdering av landskapsverdier som berettiger verneformen landskapsvernområde. Ofte legges det restriksjoner på landbruksvirksomheten, men bare i den utstrekning det er nødvendig for å hindre en vesentlig endring av landskapets særpreget eller karakter (Bugge 2011). Landskapsvernområder fungerer ofte som «bufferzoner» til strengere former for naturvern. Eksempler på dette finner vi flere av innenfor Jærstrendene landskapsvernområde i Rogaland. Området innebefatter nasjonalt særegne habitater, og er vernet gjennom flere plante og fuglefredningsområder. Økt fokus på vern av biologisk mangfold de siste tiårene, har bidratt til at det samlede arealet av områdevern i Norge har økt. Særlig opprettelse av nasjonalparker og landskapsvernområder ser ut til å ha økt (se figur 1.1).

Samtidig som det opprettes ulike typer områdevern, fokuserer den nye naturmangfoldloven også på bevaring av såkalte *prioriterte arter* samt *utvalgte naturtyper*. Verneformen vil her være uavhengig av områdevern. For naturtyper er formålet med forskriften å ivareta mangfoldet av naturtyper innenfor deres naturlige utbredelsesområde, og med det artsmangfoldet og de

økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype. For prioriterte arter, legges det vekt på om arten står ovenfor en bestandsreduksjon, har en vesentlig andel av sin naturlige utbredelse eller genetiske særtrekk i Norge, eller om det er internasjonale forpliktelser knyttet til arten (Naturmangfoldloven, 2009).

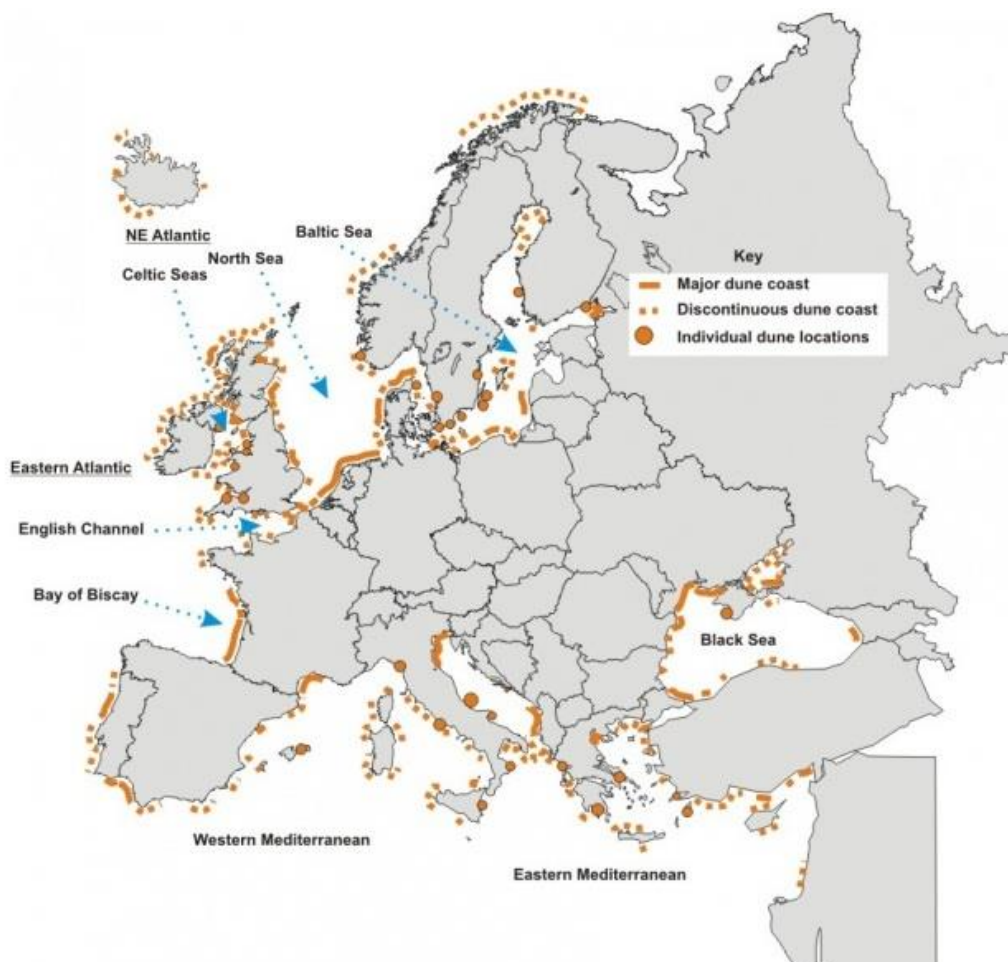


Figur 1.1: Endring i vernet areal på Norges fastland fra 1975 – 2011 (Direktoratet for naturforvaltning, 2012)

1.2 Kystsanddyner som naturtype

Kystsanddyner er topografiske landformer som opptrer i områder med tilstrekkelig sedimenttilførsel, vinder sterke nok til å transportere sedimentene, og elementer som binder opp sedimentene (Nordstrøm & Jackson, 2013). Kystsanddyner finnes både på nordlig og sørlig hemisfære, men opptrer hyppigst i tempererte områder (Maun, 2009). I Europa anslås det totale arealet av kystsanddyner til å være rundt 5300km², der norske kystsanddyner utgjør om lag 200 km². De største dynekompleksene finner man langs den baltiske Østersjøkysten, vestkysten av Jylland, Tyskland og Nederland, Biskayabukta, atlantehavskysten av Portugal og Spania, samt deler av Middelhavet og Svartehavet. I Storbritannia er kystsanddyner også vanlige, men er generelt mindre og ligger mer spredt (Doody, 2008). I Norge finner man de største sammenhengende kystsanddynene langs Jærkysten, mens spredte forekomster finnes på Nord-vestlandet og i Nord-Norge (Ødegaard et al., 2011). Figur 1.2 viser en oversikt over fordelingen av kystsanddyner i Europa.

Kystsanddyner har gjennom historien hatt ulike funksjoner. I Europa ble kystsanddyner lenge forbundet med jordbruk, da arealer utgjorde både åker og beitemark. Intensiv bruk av et sensitivt substrat førte derimot til sandflukt, som ved anledninger begravde store deler av livsgrunnlaget. Parallelt med sandflukt, har kystområder (særlig i lavtliggende områder) jevnlig vært utsatt for flom. En reaksjon på degraderingen av land, ble «konstruksjon» av en beskyttende dynefont gjennom vegetasjonsbeplantning. Kilder dokumenterer planting av vegetasjon for sandakkumulasjon allerede på 1100-tallet (Clarke & Rendell, 2011), og har de siste århundrene blitt praktisert verden over (Pye et al., 2007). I Europa på begynnelsen av 1900-tallet, bestod alle større dynekompleks i vest-Frankrike, England, Portugal, Nederland og Danmark av mer eller mindre stabil dynefront (Clarke & Rendell, 2011). Som vi skal se, har også tilfeller av vegetasjonsbeplantning for dynefrontkonstruksjon forekommet i Norge.



Figur 1.2: Kystsanddyner i Europa (Doody, 2001)

Samtidig som sanddynestrukturer har spilt en praktisk rolle, har sanddyner også spilt en rolle for utvikling av økologifaget. Tidlig på 1900-tallet ble det gjort studier av kystsanddyners

dynamikk i henhold til vegetasjonsstruktur, som siden genererte de første teoriene knyttet til suksesjonbegrepet (teorier knyttet til suksesjon vil utdypes siden). Kystsanddyner utgjør også i dag tema for forskning, da sanddyner utgjør unike habitater med et særegent artsmangfold. Den økologiske diversiteten knyttes i hovedsak til kystsanddynenes globale spredning, fra polare områder til tropiske områder (Martinez et al., 2008).

Fasinasjonen av de unike naturmiljøene og dermed også verneverdiene, bringer oss over på aspektet folk flest forbinder med kystsanddyner, nemlig bruken av kystsanddyner i henhold til fritidsaktiviteter og rekreasjon. Globalt vokste trenden særlig etter 2. verdenskrig, da bedre sosiale kår (høyere inntekter og mer fritid) bidro til en voksende masseturisme (Nordstrom, 2000). Økt industriell vekst globalt, gjorde avstander kortere, noe som gjorde tilgang til kystområder og strender lettere. I dag fungerer kystsanddyner som lokalitet for fritidsboliger og hoteldrift verden over. Turistnæringen er i stadig vekst, og kystsanddyner utgjør en sentral «pull-faktor» for turistnæringen.

Menneskelig interaksjon med kystsanddyner utgjør samtidig hovedtrusselen for naturtypen. Kystsanddyner opplever i dag høy grad av degradering, hvorav menneskeskapte erosjonsprosesser utgjør en vesentlig andel. I 1985 utgjorde kystsanddyner omlag 20 % av verdens totale kystlinje. Samtidig ble det anslått at ca. 70 % av det totale arealet i varierende grad var utsatt for erosjonsprosesser (Bird, 1985). Erosjonsprosesser blir i utgangspunktet delt mellom *menneskebetingede*, og *naturlige* erosjonsprosesser. De menneskebetingede faktorene er flere og komplekse, men kan globalt knyttes til overforbruk av naturressurser, industriell vekst og demografisk ekspansjon (Martinez et al., 2008). Ofte virker faktorene sammen. På New Zealand har eksempelvis 115,000 hektar kystsanddyner over periode på 80 år, tilfalt jordbruks- og skogbruksnæringen. I Australia har det demografiske mønsteret i seg selv generert industriell vekst og ressursutnyttelse, da over 80 % av befolkningen bor langs kysten, hvorav 25 % bor innen en avstand på 3 km (Hesp, 2000).

De naturlige erosjonsprosessene er som nevnt relatert til vind og bølgedynamikk, og da særlig i forbindelse med stormer og springflo. Samtidig vil de naturlige prosessene være en del av en syklus, der eroderte sedimenter fra dynefronten vil kunne tilbakeføres ved ny avsetning, og dermed reetablere dynefronten på et senere tidspunkt (Psuty & Silveira, 2013). Dynefrontstabilitet har som vi har sett vært avgjørende for vegetasjonsetablering i

bakenforliggende områder (jordbruksland), og er i dag vital for opprettholdelse av kystsanddyners unike biologiske mangfold. Dynefrontstabilitet som dynamisk prosess har de siste tiår blitt sett på med nye øyne i et klimaendnings-perspektiv, da stigende havnivå og økt stormhyppighet kan føre til tiltakende naturlig erosjon. I Europa vil dynefronterosjon få størst konsekvenser for lavtliggende landområder i vest-Europa. I Nederland er eksempelvis 80 % av kystlinjen beskyttet av kystsanddyner (Van der Meulen et al., 1989).

Kystsanddyner som naturtype er med andre ord en truet naturtype globalt, grunnet en kompleks kombinasjon av naturlige og menneskeskapte erosjonsfaktorer. I Norge knyttes den største trusselen til slitasjebetinget erosjon, som sammen med en tiltakende stormhyppighet i Nordsjøen har markant påvirkning på landskapet fra år til år.

1.3 Geografisk kontekst - Jærstrendene landskapsvernområde

Sandstrendene langs Jærkysten i Rogaland har i årtusener karakterisert landskapet på sørvestkysten av Norge, og har gjennom historien etterlatt seg flere kultur- og naturhistoriske verneverdier. Området har fascinert og inspirert mennesker i generasjoner, og har generert forskning innen flere ulike fagfelt. Også innen kunst og kultur har Jærkysten fungert som inspirasjonskilde. Sanddynene langs Jæren er i dag en truet naturtype nasjonalt. *Norsk rødliste for naturtyper* (2011) har kategorisert sanddynene generelt som *sårbar* (VU), mens etablert sanddynemark, dvs. sanddynene i baklandskapet, er kategorisert som *sterkt truet* (EN). Naturtypene er truet av flere årsaker, men rødlista legger til grunn sterk reduksjon i areal de siste 50 år, særlig gjennom oppdyrking (Lindgaard og Henriksen, 2011).

Verneverdiene i området ble for alvor satt fokus på i 1972, da store deler av Jærkysten ble vernet i *Jærstrendene landskapsvernområde*. Område omfattet en varierende bredde av kyststrekningen fra Oгна (Hå kommune) i sør, til Tungenes (Randaberg kommune) i nord. I 2003 ble vernet ytterligere regulert, og omfatter i dag 70 km strandkyst, med et areal på 17 km² (Lundberg, 2010). Innenfor landskapsvernområdet finner vi også strengere verneformer, herunder fuglefredningsområder, plantefredningsområder, naturminner, samt eldre og nyere tids kulturminner. Hvilken type vernestatus hvert enkelt område har fått, har vært avhengig av deres økologiske og kulturelle funksjoner.

Arealreduksjonen nevnt innledningsvis, har i stor grad vært knyttet til kulturpåvirkning, da Jærstrendene gjennom historien har vært et aktivt jordbrukslandskap. Store deler av sanddynene

på Jæren ble i tidligere tid benyttet som beiteareal for husdyr, mens andre arealer ble brukt som åker (Fylkesmannen i Rogaland, 2008). Sandjorda er næringsrik, og har derfor egnet seg godt til f.eks. dyrking av grønnsaker (Lundberg, 1984). Også sanking av tang og tare for gjødsel har funnet sted, i tillegg til at strandsone og etablerte dyner ble brukt som ferdselsvei.

Den intensive bruken av sanddynearealene fikk ved enkelte anledninger katastrofale følger, noe som bekreftes av historiske kilder. M.A. Grude (ordfører i Hå kommune) skildrer et besøk på en gård i Hå i 1870 slik: «*Det blåste en sterk, NV vind som satte sanden i bevegelse som i et veldig snødrev. Folk sto hjelpeløse og så på ødeleggelsene uten å kunne gjøre det ringeste for å stanse herjingene. Et 1.5m høyt innmarksgjerde i stein var begravd, der bare de øverste steinene stakk opp*». Etter å ha sett hvordan sandflukten hadde begravet åker og avlinger, satte samme mann opp en handlingsplan der grunneiere forpliktet seg til en avtale om å forby beiting på allmenningen (sanddynekomplekset). All kjøring og ferdsel over sandslettene skulle også forbys, og alle skulle delta i et felles restaureringsarbeid med økonomisk støtte fra det offentlige. Det ble først planert ut alle former for erosjonsskrenter der vinden hentet ny sand, deretter ble tang spredt utover sandviddene, delvis for å holde på sanden, og delvis for å gi gjødsel til senere vegetasjon. Marehalm ble deretter plantet i 10 m brede belter på tvers av rennene og fennene. Marehalmbeplantingen var vellykket, og etter 5 år var ca. 250 mål av det opprinnelige sandhavet igjen dyrket mark (Thomsen, 1988).

Parallelt med forringelse gjennom jordbruksaktivitet, har strendene gjennom tidene vært populære utfartssteder, og er i dag offentlig arena for helårlig friluftsliv og rekreasjon. Årlig tar verneområdet imot nærmere en halv million strandbrukere (Fylkesmannen i Rogaland, 2008), der turgåing, surfing, kiting og bading er blant aktivitetene som bedrives. Etter at området fikk status som verneområde, har derimot tiltak som kanalisering av ferdsel, samt oppkjøp og fjerning av fritidsboliger, bidratt som virkemidler til å forhindre forringelse av verneverdiene i området (representant for Jæren friluftsråd, 2012). Slitasje gjennom bruk er derimot en av de største utfordringene landskapsvernområdet står ovenfor.



Figur 1.3: Jærstrendene er et populært utfartsområde (t.v, Norsk flyfoto AS). Informasjon gjennom skilting (t.h) er et viktig virkemiddel for å få folk til å opptre aktsomt.

Selv om sårbarhetsvurdering av norske naturtyper ofte har sammenheng med menneskeskapt erosjon, er sanddynekompleksene langs Jærkysten i stor grad påvirket av naturlig erosjon og slitasje. Fra naturens side preges strendene av dynamiske prosesser, der byggende og eroderende krefter kontinuerlig kjemper mot hverandre (Lundberg, 2010). De fleste av strendene i området ligger vestvendt, og er til enhver tid eksponert for bølgeerosjon og sandflukt. Jærstrendene har de siste årene vært usatt for ekstraordinære påvirkninger i form av ekstremvær. Vind opp i orkan styrke har hatt markant eroderende påvirkning på landskapet.

1.4 Tidligere undersøkelser

Gjennom tidligere forskning, vet vi etter hvert mye om hvilke tilstandsvariabler og naturtyper som dominerer norske kystsanddyner. Herigstad (1956) beskriver sanddyner, vegetasjon og sandflukt på Orre-Reve på Jæren, mens Høiland 1974 og Larsen 1977 gjorde studier av sanddynelandskapet på Lista. I senere tid har Lundberg (1987, 1993, 2010 og 2013) gjort studier av sanddynekomplekser på Jæren og på Karmøy. Av internasjonal litteratur finner større publikasjoner som (Maun, 2009), (Doody, 2013) og (Martinez & Psuty, 2008). Faglitteraturen tar her for seg sanddyner i en global kontekst. Litteraturen eksemplifisert over danner mye av grunnlaget for å kunne besvare oppgavens problemstillinger.

1.5 Mål og problemstillinger

Målet for studien er å få kartlagt naturtypers romlige fordeling og økologiske tilstand. Studieområdet er avgrenset til Skarasanden i Sola kommune i Rogaland. Området inngår som en del av *Jærstrendene landskapsvernområde*. Naturtypenes avgrensning og tilstand er kartlagt ved hjelp av nasjonale kartleggingsmanualer for naturtyper. I forkant av feltarbeidet sommeren/høsten 2012, ble det definert følgende problemstillinger.

Hovedproblemstilling:

- Hvilke naturtyper finnes i studieområdet og i hvilken grad er disse stabile eller dynamiske?

Underproblemstillinger:

- Hvilke faktorer påvirker økologisk tilstand?
- I hvilken grad påvirkes sanddynesystemet av kysterosjon?
- I hvilken grad har erosjon vært fremtredende på lokaliteten de siste 80 år?
- I hvilken grad påvirkes sanddynesystemet av menneskelig erosjon og slitasje?
- Hva forteller transektanalyse oss om vegetasjonsstruktur?

Kapittel 2. Teoretisk rammeverk

Kapittelet presenterer teori og begreper knyttet til naturtypekartlegging i kystsanddyner. Ettersom oppgaven i stor grad knytter seg til dynamiske sanddynekomplekser, vil kapittelet først ta for seg noen grunnleggende begreper innen økologi og systemer, for deretter å gå over på mer spesifikk teori knyttet til kystsanddyner. Videre vil jeg presentere ulike maler for naturtypekartlegging, samt hvilke artskategorier som berører naturtypekartlegging og forvaltning. Kapittelet vil danne en ramme for presentasjon og drøfting av empiriske data.

2.1. Økologi og økosystem

Den første definisjonen av økologibegrepet ble utviklet av den tyske zoologen Ernst Haeckel, og refererer til; «*vitenskapen om sammenhengen mellom organismer og deres miljø*» (Townsend et al., 2008). Den brede definisjonen har siden utviklet seg til klarere avgrensede vitenskapelige grener. Innen samfunnsvitenskapen snakker vi gjerne om politisk økologi, som beskriver interaksjon mellom natur og samfunn og forvaltning av naturressurser. Blant disipliner som ligger tettere opp mot naturvitenskapen, finner vi grener som *landskapsøkologi*. Disiplinen har røtter fra ulike fagfelt, og er en sammenslåing av geografi, geobotanikk, og landskapsforvaltning. Selve begrepet ble utviklet av den tyske biogeografen Karl Troll, der målet var at fagfeltet skulle kombinere geografis horisontale tilnærming, og økologers vertikale tilnærming. Landskapsøkologi har de senere år dannet rammeverk for forskning innen nye terminologier, herunder begreper som *biokompleksitet* (Farina, 2006). Biokompleksitet defineres som; «*egenskaper som skyldes atferdsmessige, biologiske, kjemiske, fysiske, og sosiale interaksjoner, som påvirker, opprettholder eller modifiserer levende organismer, inkludert mennesker*» (Michener et al., 2001). Landskapsøkologiens fokus på biokompleksitet er som vi skal se sterkt etablert i økologifagets nye paradigme.

Som det fremgår både av definisjonen av økologi og biokompleksitet, vil alle organismer gjennom deres miljø være en del av et system. Et system defineres som et sett av objekter i relasjon til hverandre, samt deres attributter (Hall & Fagan, 1956). For at systemet skal opprettholdes og fungere, er det avhengig av et sett faktorer som påvirker organismenes fysiske og kjemiske miljø, referert til som *abiotisk miljø*. Det abiotiske miljøet definerer de grunnleggende faktorene som er avgjørende for hvilke organismer som lever hvor. Temperatur,

lys, vindeksponering, kjemisk sammensetning i grunnfjell og jordsmonn, samt næringstilførsel, er alle eksempler på faktorer som virker inn på et abiotisk miljø. Ingen organismer lever derimot alene og isolert i et abiotisk miljø, men som en del av et samspill mellom organismer. Samspillet mellom arter av samme slag og i relasjon til andre betegnes et *biotisk miljø*, og danner sammen med det abiotiske miljøet et *økosystem* (Putman & Wratten).

2.2 Suksesjon, forstyrrelse og likevekt

Et økosystems utvikling som følge av abiotiske og biotiske faktorer utgjør hovedprinsippet i suksesjonsbegrepet. *Suksesjon* defineres i dag som; «*et habitats utvikling over en periode, der habitatet vil gjennomgå sekvenser av kolonisering, vekst, og erstatning av arter, der noen vil være til stede over lengre perioder, mens andre vil bli utkonkurrert gjennom mangel på blant annet næring*» (Ganderton & Coker, 2005). Suksesjonen kan derimot forventes å bli avbrutt av ulike typer *forstyrrelse*, definert som; «*mekanismene som begrenser planters biomasse gjennom delvis eller total ødeleggelse*» (Grime, 2001). Eksempler på forstyrrelsesfaktorer kan være omfattende prosesser som isbredannelse og vulkansk aktivitet, men også forstyrrelsesfaktorer i mindre skala, som naturlig erosjon, slitasjebetinget erosjon, oppdyrking osv. Suksesjonen som tar til etter storskala forstyrrelse betegnes *primærsuksesjon*. Suksesjonen knyttes her til en sakte, langsiktig utbredelse av arter på nylig eksponerte geologiske substrater (områder som tidligere har vært dekket av is, og som nå blir avdekket ved breavsmelting, eller i områder der nytt land dannes gjennom vulkansk aktivitet). *Sekundærsuksesjon* knyttes derimot til småskala forstyrrelse, der forstyrrelsesfaktorene har ødelagt et samfunn, uten å ødelegge jordsmonnet (Molles, 2010). Ved sekundærsuksesjon vil samfunnet rekoloniseres, og det vil med andre ord ta kortere tid for et samfunn å etablere seg gjennom sekundærsuksesjon, enn ved primærsuksesjon. (Ganderton & Coker, 2005).

Suksesjonsbegrepet har gjennom historien vært knyttet til økologifagets paradigmer. Blant de mest sentrale finner vi *likevektsparadigmet*. Teorien om likevekt kom allerede på slutten av 1800-tallet. Cowles (1899) hevdet at vegetasjonsendring i rom, vil være parallell til vegetasjonsendring over tid. Clements (1916) tok teorien et steg videre, og beskrev et plantesamfunns utvikling som en forutsigbar prosess, som gjennom etablering og utbredelse av vegetasjon (suksesjon), går mot et *vegetasjonsklimaks*. Clements' forventede vegetasjonsklimaks, har også vært synonymt med begrepet *normaltilstand*. Normaltilstand ble definert gjennom en forventet balanse mellom organismer og habitattype, der disse ville være

stabile i tid og rom (Chorley & Kennedy, 1971). Normaltilstand og Clements' teori om vegetasjonssklimaks som en forventet tilstand har gjennom historien definert *det klassiske likevektsparadigmet*.

Likevektsparadigmet ble utover 1970-årene sterkt kritisert, ettersom teoriene tar utgangspunkt i et lukket, selvregulerende system, som opprettholder seg selv i balanse, og som ved eventuell forstyrrelse vil returnere til samme klimakstilstand (Pickett et al. 1992). Kritikken genererte et paradigmeskifte, der det klassiske likevektsparadigmet ble erstattet med *ikke-likevektsparadigmet*. Det nye paradigmet betrakter vegetasjonssamfunn som åpne systemer som må sees i kontekst av omgivelsene (Whittaker & Levin, 1977). Et vegetasjonssamfunns utvikling må sees i lys av større grad av kompleksitet, og den nye normen legger til grunn heterogenitet fremfor homogenitet, og dynamikk fremfor stabilitet. Dynamikk er i det nye paradigme synonymt med forstyrrelse, da paradigme betrakter ulike forstyrrelsesfaktorer som en integrert del av et samfunns utvikling (Pickett et al., 1992). Ulike deler av et vegetasjonssamfunn vil derimot respondere ulikt på miljøendringene. Blant nye teorier om miljøendring og respons finner vi *the moderate disturbance hypothesis*. Teorien legger til grunn at enkelte miljøer vil dra nytte av moderat forstyrrelse, da artsdiversiteten i enkelte av områdene er særskilt rike (Cox & Moore, 2010). Ikke-likevektsparadigmet legger med andre ord til grunn at et vegetasjonssamfunn vil karakteriseres av flere suksesjonsstadier samtidig, der et vegetasjonssklimaks sjelden ville bli oppnådd (Botkin & Sobel, 1975). Det nye likevektsparadigme står sentralt i moderne økologi. Innen naturtypekartlegging har paradigmet generert sentrale begreper knyttet til kategorisering av natur. NiN opererer i dag med begreper som *kompleksgradienter* og *økoklin*.

2.2. Økoklin

Prinsippet om ulike suksesjonstrinn som et resultat av ulik respons på forstyrrelse, kommer til uttrykk gjennom et lappeteppes av naturtyper, med glidende overganger. NiN omtaler disse glidende overgangene som *komplekse gradienter*. Gradientene kan beskrives som; den gradvise og jevne variasjonen og endringen av miljøparametere langs en sonering som gir utslag i artssammensetningen langs soneringen (Halvorsen et al., 2009). En fellesbetegnelse på denne gradvise variasjonen langs gradientene er *økoklin*. Komplekse miljøgradienter blir her referert til i flertall, ettersom karakteristikken av miljøforholdene på ett sted er et resultat av flere underliggende miljøparametere som virker sammen. I et sanddynekompleks vil økoklinen

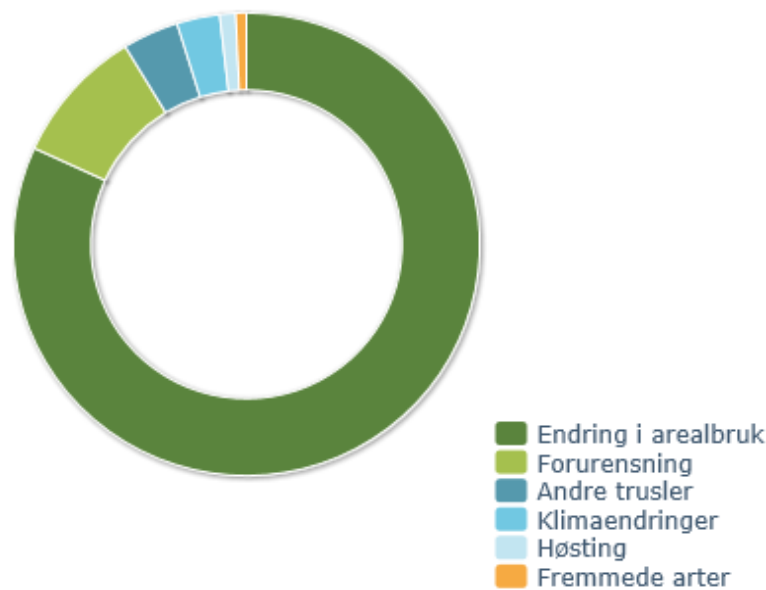
eksempelvis påvirkes av; endringer i vegetasjonsdekke som følge av mengden tilført sand, endringer i grad av salinitet, næringsinnhold, osv.

Selv om økoklin er en fellesbetegnelse på den gradvise variasjonen langs komplekse gradienter, deler man økoklinene opp i tre underkategorier. *Lokal basis økoklin* defineres som en parallell, mer eller mindre gradvis variasjon i artssammensetning og økologiske faktorer (kompleksgradienter) som kommer til uttrykk på en relativt fin romlig skala (for eksempel jordfuktighet, jordas pH-verdi og solinnstråling) og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid. *Tilstands økoklin* defineres som en parallell, mer eller mindre gradvis variasjon i artssammensetning som resultat av variasjon i tilstand. Tilstand defineres som kjent som en tidsavgrenset utforming av en type natur og kan som nevnt komme til uttrykk gjennom suksesjonstrinn etter naturlig eller menneskeskapt forstyrrelse. *Regional økoklin* refererer til parallell, mer eller mindre gradvis variasjon i artssammensetning og makroklimafaktorer (bioklimatisk variasjon), på en grov romlig skala, og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid (Halvorsen et al., 2011).

2.3. Tilstandsvariabler

Vi har til nå sett at suksesjon forventes å forstyrres gjennom ulike former for forstyrrelsesfaktorer som kommer til uttrykk på ulikt vis. Forstyrrelsesfaktorene vil påvirke natursystemets tilstand. Økologisk tilstand defineres som en tidsavgrenset utforming av en type natur, det vil si et ledd i en utvikling (Halvorsen et al., 2009). Den tidsavgrensede utformingen vil i denne forbindelse være et ledd i suksesjonen på vei mot likevekt. Forstyrrelsesfaktorene ved tilstandsvurdering vil kunne måles gjennom *tilstandsvariabler*, referert til som; «*de indikatorer man bruker for å overvåke tilstand i et område, og som kan bli brukt som referanse ved senere overvåkning av natursystemet*» (Lundberg, 2013). Tilstandsvariablene vil variere fra økosystem til økosystem, og påvirke i ulik grad. Det finnes derimot enkelte variabler som vil være til stede til enhver tid. Blant disse finner man klimatiske variabler som temperatur, vind, nedbør og solinnstråling og kjemiske variabler som næringssammensetning i grunnfjell og jordsmonn. Av lokalitetsbestemte tilstandsvariabler finner man eksempelvis grad av fysiske inngrep som ofte vil forbundet med oppdyrking, beite, erosjonsgrad osv. (Lundberg, 2013), eller variabler knyttet til forurensing, som kan komme til uttrykk gjennom pH-verdier i jordsmonn, fremmedelementer osv.

Tilstandsvariabler som skyldes naturlig dynamikk eller menneskelig påvirkning vil ofte ha kausale sammenhenger. Artsdatabanken konkluderte i 2010 med at størsteparten av miljøforringelse i Norge i dag, skyldes variabler knyttet til fysiske inngrep. Miljøforringelsen ble i denne forbindelse målt gjennom tap av biodiversitet. Både graden av fysiske inngrep og tap av biodiversitet er målbare tilstandsvariabler, og bekrefter en korrelasjon mellom tilstandsvariabler. Figur 2.1 illustrerer en oversikt over ulike tilstandsvariablers påvirkning på Norges biodiversitet pr 2010.



Figur 2.1: Oversikt over ulike tilstandsvariablers påvirkningsgrad på biodiversitet i 2010 (Artsdatabanken, 2010c).

2.4. Landformdannende prosesser og sanddynedannelse

Alle typer landformer skapes av prosesser som enten bygger opp eller tærer ned land. Verktøyet som utfører dette arbeidet betegnes *agens* (Sulebak, 2007). Sulebak skiller mellom indre og ytre agens. Indre agens kobles til indre landformdannende prosesser (endogene prosesser), som vulkansk aktivitet og platetektonikk. Aktiviteten kalles ofte primære landformdannende prosesser, fordi det globalt sett er selve hovedkilden til nytt land og terreng. Ytre agens kobles derimot til ytre landformdannende prosesser, der forvitring, fluviale, glaisale, marine og eoliske prosesser både eroderer ned, og bygger opp landskap. Den konstante «drakampen» mellom akkumulasjon og erosjon, betegnes som et geomorfodynamisk system (Sulebak, 2007).

Sanddyner generelt har gjerne blitt omtalt som; «*en hvileløs labyrint der den topografiske diversiteten avhenger av dyneterrengets endring fra dag til dag, uke til uke og år til år*» (Cowles, 1899). Den topografiske endringen har i denne sammenheng vært relatert til vind. I kystsanddyner vil derimot geomorfologien i stor grad være styrt av en kausal relasjon mellom sedimenter, havstrømmer, bølger og vind (Psuty, 2008). Kystsanddyner defineres som; «*sedimentære avsetninger som er formet gjennom transport av sedimenter fra stranden og innover land*» (Arnott, 2010). Etableringen av kystsanddyner legger til grunn tre krav; kontinuerlig tilførsel av sand, pålandsvind over terskelstyrke for forflytting av sand, og hinder som binder opp sanden ved vindtransport (Maun, 2009).

Storskala sedimenttilførsel kan føres tilbake til fluktuasjoner i havnivå gjennom interglasiale perioder. Ved smelting av is vil havnivået stige, og sedimenter fra breer og erodert land vil avsettes når havnivået senere stabiliseres (Maun, 2009). Sedimenttilførselen for øvrig knyttes derimot til to hovedkilder; kontinentalsokkelen (fast fjell), og andre sanddynefelt (Swift, 1976). Sedimenter fra fast fjell knyttes til klippe og kysterosjon, mens sedimenttilførsel fra andre sanddynefelt i hovedsak skyldes tidevannsfluktuasjoner og oversvømmelse i forbindelse med stormer. I tillegg til kysterosjon, forekommer sedimenttilførsel gjennom elveavsetninger (Maun, 2009).

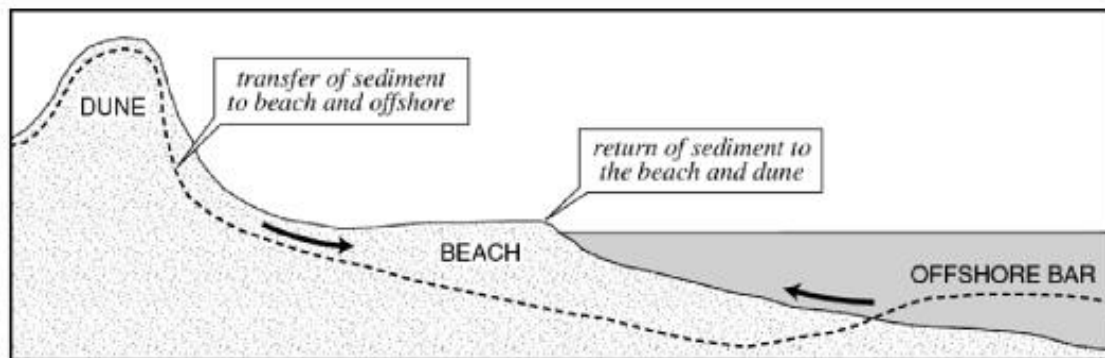
Før sedimentene blir avsatt på land, er de avhengig av å bli transportert av havstrømmer med tilstrekkelig styrke, og helst noenlunde konstant strømningsretning, mer eller mindre vinkelrett på strandlinjen (Herikstad, 1956). Når sedimentene når land, vil bølgekraft overta prosessen. Når bølger når grunt vann, vil høyden på bølgene stige, og energien vil nå terskelen for at vannmolekylene kan løfte/forflytte sedimentene fra havbunnen. Når og hvor en bølge bryter, bestemmes ut ifra energien fra bølgen, tidevann samt strandprofilen. Sedimentene vil avsettes når bølgeenergien avtar, det vil si når bølgen bryter (Maun, 2009).

Når sedimentene avsettes, og etter hvert tørker opp, starter den faktiske utformingen av dynene. Den topografiske utformingen vil som nevnt innledningsvis, være sterkt knyttet til eolisk aktivitet. Aktiviteten vil finne sted i områder med en kombinasjon av sterk vind, lite vegetasjon og der sedimentene i hovedsak består av silt og sand (Kolstrup, 1997). Komponentene silt og sand defineres av kornstørrelse, der silt defineres 0,002-0,020mm, og sand 0,02-0,2mm (Daubenmire, 1974). Når det gjelder terskelstyrke for vindtransport av sand, vil dette variere i henhold til fuktighet. Vind må nå en hastighet på 4 m/s (målt 1m over bakken) for transport av tørr sand, mens opp mot 10 ms/ ved transport av fuktigere sand (Sherman & Nordstrom, 1994).

Mesteparten av det vintransporterte materiale vil altså ha en kornstørrelse med diameter mindre enn 1/4 mm. Sulebak (2007) fremhever at vinder må opp i orkan styrke (40 m/s) for å holde et sandkorn på 1 mm svevende i luften, men at større sandkorn opp til 2 mm, likevel kan transporteres langs bakken ved rulling og «hopping».

Når sanden treffer et hinder, vil sanden etter hvert akkumulere. I kystsanddyner defineres hinderet av vegetasjon bestående av ulike typer flerårig gress. Artene i kystsanddyner er tilpasset et krevende miljø, ettersom de lever i et saltholdig substrat og utsettes for jevn sandtilførsel. Artene får derimot tilført næring gjennom organiske og mineralske komponenter i sanden, definert av tangrester og skjellfragmenter. Ved aktiv vekst fra plantene vil sanddynene vokse i takt med mengden tilført sand. Sandyner som dannes ved hjelp av vegetasjon, blir betegnet *organogene dyner*, mens dyner som dannes uten aktiv hjelp fra organismer (busker eller flerårig gress) blir referert til som *inorganogene dyner* (Høiland, 1974). Langs Norskekysten er de mest vanlige dynespesialistene marehalm (*Ammophila arenaria*), strandkveke (*Elytrigia juncea*) og strandrug (*Leymus arenarius*) (heretter omtalt med norske artsnavn). Dynespesialistene vil bli nøyere omtalt siden.

Et sanddynesystem vil etter etableringen av en dynefront, med stor sannsynlighet bli utsatt for massebevegelse i form av bølgeerosjon. Erosjonen vil bli en del av et *sanddelingssystem*, ettersom den eroderte dynefronten etter hvert vil reetableres når sand blir avsatt på et senere tidspunkt. Syklusen vil i størst grad dominere i områder med et positivt sedimentbudsjett, ettersom dynefronten her vil akkumulere mot havet, og dermed være mest utsatt for erosjon. Syklusen vil derimot være mindre gjeldene i områder med lavt sedimentbudsjett, ettersom dynene her vil erodere innover landskapet (Doody, 2013), og dermed ikke etablere en «eroderbar» dynefront. Psuty (2008) illustrerer sanddelingssystemet i enkel illustrasjon (figur 2.2), men poengterer samtidig at systemet i virkeligheten vil være langt mer komplekst.



Figur 2.2: Illustrasjon av sanddelingssystemet ved et positivt sedimentbudsjett (Psuty, 2008).

2.5. Sonering og artssammensetning i kystsanddyner

Kystsanddyner vil ofte preges av komplekse miljøgradienter (økokliner) som kommer til uttrykk gjennom tydelige soneringer. Definisjonen av en sonering på havstrand er; «*et mål på den naturlige variasjonsbredden innenfor en naturtype på havstrand*» (Lundberg, 2013). Sonene defineres av ulik bredde, høyde og artssammensetning, der artssammensetning defineres som; «*det mangfold av arter som befinner seg innen et gitt areal*» (Artsdatabanken, 2012). Ofte vil artsmangfoldet i kystområder verden over, ha flere likheter grunnet felles miljøvariabler (Doody, 2013). Blant de mest utslagsgivende variablene for artssammensetningen finner vi; mengden løsmasser avsatt fra havet, i hvilken grad sanddynespesialistene bygger opp for sandflukt innover landskapet, hvilken næringsammensetning løsmassene består av, og i hvor stor grad området påvirkes av kulturpåvirkning (ferdsel, bruk osv.).

De komplekse miljøvariablene utgjør tilsammen spesielle økologiske habitater som kommer til uttrykk gjennom en unik planteflora. Habitatene er derimot skjeldne, noe som gjør artene utsatt. Floraen langs Jærkysten innebefatter eksempelvis flere arter oppført på den norske rødlista. Næringsgrunnlaget (dvs. mengden næring som tilføres substratet) skyldes i hovedsak næringsrike avsetning av organisk materiale gjennom vinterhalvåret. Avsetningene bestående av tang, tare og skjellfragmenter er rike på nitrogen, fosfor, og kalsium. Når avsetningene fragmenteres gjennom nedbrytning, blandes det med substratet, og gjennom vindtransport blir næringen tilgjengelig for planter lenger inne i dynekomplekset (Lundberg, 1993). Næringsstilførselen er derimot sterk avhengig av en høy dynefront som demmer opp for «oversanding» innover baklandskapet, men som likevel er strukturert slik at tilførsel av moderate mengder sand (næring) er til stede.

Vi skal i det følgende se på hvordan soneringene er strukturert innover et sanddynelandskap i henhold til suksesjon, artsdominans og topografi. Utgangspunktet for soneringene vil være et «tenkt» lineært transekt fra ytre deler av sanddynekomplekset, til indre deler av komplekset. Transektet tar utgangspunkt i et typisk sanddynekompleks langs Jærkysten. Når vi derimot snakker om et «tenkt» transekt, skyldes dette at definerte soneringer ikke vil være ensbetydende for alle dynekomplekser. Ettersom et sanddynelandskap er et dynamisk system med stor grad av variasjon, vil et sanddynelandskap aldri ha like definerte soner i henhold til suksesjon, artssammensetning og geomorfologiske faktorer (Doody, 2013).

2.5.1. Sandstrand

Sandstranden utgjør den ytterste sonen i et sanddynekompleks, men klassifiseres gjerne ytterligere opp gjennom vertikale soner basert på oversvømmelsesgrad. Oversvømmelsesgraden vil være påvirket av klimatiske svingninger, tidevannsveksling, og lokal topografi. Fremstad (1997) deler strandsonen inn i følgende soner:

Sublittoral: Sonen under normal fjæregrense. Arter og naturtyper i den sublittorale sonen er permanent neddykket.

Hydrolittoral sone: Arealet mellom normal fjæregrense og normal flogrense. Sonen vil være vegetasjonsløs med unntak av bakterier og mikroskopiske alger.

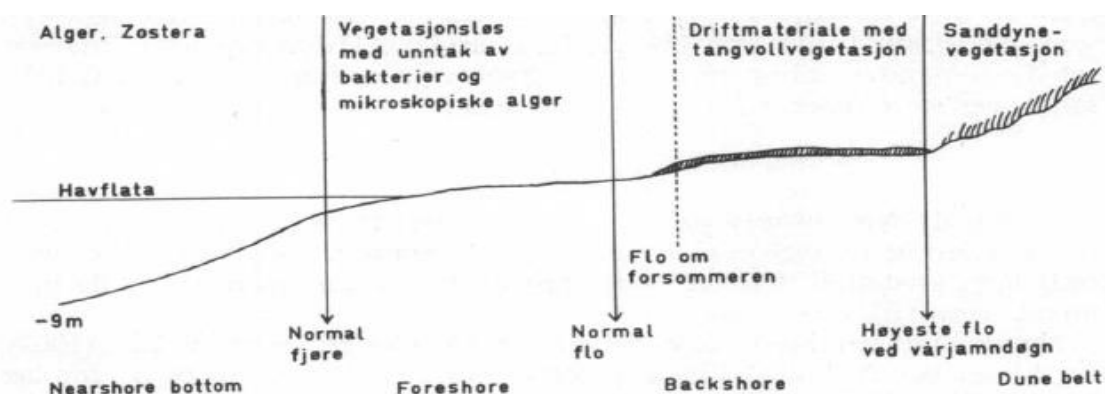
Geolittoral sone: Sonen mellom normal flogrense og øvre springflogrense. Sonen preges tidvis av driftmateriale med tangvollvegetasjon.

Epilittoral sone: Sprutsonen like over øvre springflogrense. Sonen innbefatter mer permanent sanddynevegetasjon.

Som det fremgår av soneinndelingen, vil kun epilittoral sone domineres av permanent vegetasjon, da de ytterste delene i utgangspunktet vil være for ustabile for vegetasjonsetablering. De færreste arter er i stand til å tåle de store mengdene sand som avsettes, samt det høye innholdet av salt i substratet. Sonen mellom normal flo og springfloginja, danner likevel vekstvilkår gjennom tilførsel av tang, tare og skjellfragmenter. Når det organiske materiale brytes ned, frigis som kjent store mengder nitrogen, fosfor og kalsium som danner grunnlag for varierende såkalt *tangvollvegetasjon* (Lundberg, 2010). Arter tilpasset

tangvollvegetasjon har særegne miljøpreferanser. Artene er nitrofile dvs. nitrogenavhengige, og halofile dvs. spesielt tilpasset høy saltkonsentrasjon i substratet (Naustdal, 1945).

Man skiller mellom ettårige og flerårige tangvoller. De ettårige tangvollene karakteriseres av sluttet til noe åpen vegetasjon, med bare feltsjikt. De domineres av ettårige urter og gras med underordnet innslag av ungplanter av flerårige urter og gras. Blant dominerende arter opptrer særlig meldearter. De flerårige tangvollene er derimot dominert av tett og oftest høyvokst flerårig vegetasjon, normalt bare med feltsjikt. Blant vanlige arter knyttet til flerårig tangvollvegetasjon finner vi gåsemure (Lundberg, 2013). En tredje variant av tangvoller betegnes ferskvannspåvirket tangvoll. Tangvollene er ofte lokalisert ved elveutløp/tilsig, der et visst innslag av tangmateriale gir næring til artene. Utformingene i ferskvannstangvoller er ofte dominert av tiggersoleie og kjeldegrasutforming (Lundberg, 2010). Figur 2.3 illustrerer soneringen på en typisk sandstrand langs Jærkysten. Som vi ser utgjør grensen for normal flo, nedre grense for tangvollvegetasjonen, mens øvre grense slutter ved epilittoralsonen der mer permanent sanddynevegetasjon tar over.



Figur 2.3: Transekt av soneringer i strandsonen. Eksempel fra Lista (Høiland, 1974).

2.5.2. Fordyner

Lave sanddyner ytterst i et sanddynekompleks blir av Martinez & Psuty (2008), Maun (2009) og Arnott (2010) m.fl., betegnet *embryodyner*. Som naturtype i Fremstad (1997) betegnes dynefronten *fordyner*. Jeg har valgt å henvise til sistnevnte. Fordynene ligger i epilittoral sone (arealet over øvre springflogrense), og karakteriseres oftest av en slak, konveks helning fra forstranden og innover landskapet. Høyden vil vanligvis variere fra et par centimeter, til 1-2

meter, mens lengden oftest varierer fra 10-20 meter, før de som avløses av eroderte partier (Arnott, 2010). Etableringen av fordyner vil ha sammenheng med etableringen av vegetasjon. Ettersom fordynene påvirkes av bølgeslag, saltsprut og materialtransport fra littoralsonen, gir dette næringsgrunnlag, og dermed vekstforhold for vegetasjon. Det krevende miljøet er derimot kun forbeholdt spesialister som tåler stor grad av sandpålegging, og fordynenes størrelse vil derfor variere etter artenes tilpasning til miljøet.

En viktig art for etablering av fordynene i Norge, er strandkveke. Arten blir 20-50 cm høy og karakteriseres av lave tuer med tjukke, stive blad (Lid & Lid). Arten vokser raskt, og proporsjonalt med mengden sand som akkumuleres. Den tåler moderate mengder sand, dvs. «oversanding» opptil ca. 30 cm pr år (Ranwell, 1972). Artens vidt grenede rotsystem holder sanddynene sammen, der lange horisontale utløperne sprer seg skrått gjennom sanden og gir opphav til nye tuer (Høiland, 1974). Artens robuste struktur er avgjørende for rekoloniseringen av arten (Packham & Willis, 1997), som videre bidrar til den naturlige restaureringen av eroderte fordyner (Lundberg, 2010). Fordynebeltene dominert av strandkveke legger til rette for dannelsen av en større dynefront i bakkant (Høiland, 1974).

2.5.3. Primærdyner

Videre inn i sanddynelandskapet opptrer en større dynefront med et høyere relief, *primærdyner*. Primærdyner har fått betegnelsen ettersom fordyner ofte vil være erodert bort, og primærdyner alene vil utgjøre dynefronten. Litteraturen har grunnet dette, en tendens til å omtale primærdyner som fordyner. Primærdynefronten har også fått betegnelsen *Ammophila dyner*, grunnet det dominerende innslaget marehalm. Ordet *Ammophila* er opprinnelig gresk, og er en sammenslåing av *Ammos* (sand) og *phila* (glad i). Marehalm karakteriseres av høye stive strå, og blir opptil 100 cm i høyde (Lid & Lid, 2005). Vekstformen karakteriseres av sympodiale skudd, dvs. at flere strå hører til samme skudd. Arten danner i likhet med strandkveke sammenhengende belter. Beltene bestående av flere skudd, danner til sammen store tette tuekomplekser, som effektivt binder opp og stabiliserer vindtransportert sand (Høiland, 1974). Etter hvert som sand akkumuleres, klarer arten å initiere ny vekst over sanden, og primærdynene dominert av marehalm vil derfor vokse raskt i høyde (Lundberg, 2010). Arten må sies å være den mest robuste dynespesialisten i henhold til sandpålegging ettersom den tåler «oversanding» opptil 1m pr år (Doody, 2013). Primærdyners topografi er med andre ord styrt av sammenhengen mellom sand og marehalm.

Primærdyners vekst for øvrig, indikerer kontinuerlig avsetning av sedimenter, der områder karakterisert av høye primærdyner, vil være synonymt med et positivt budsjett av sedimenter (Psuty, 2008). Selv om marehaldyner ofte karakteriseres av en sammenhengende dynerygg parallelt med stranden, avløses dynefronten ofte av såkalte «blowouts» (utblåsninger). Utblåsningene defineres som traufformasjoner som har blitt til ved vinderosjon i et sanddominert substrat (Hesp & Martinez, 2007). Utblåsningene vil variere i dybde og diameter.

Selv om primærdyner i stor grad domineres av marehalm, er også andre arter bidragsytende for dynestabiliseringen. Strandrug er blant artene som opptrer hyppig. Arten karakteriseres av grove, rette, stive strå, og varierer fra 50-150 cm i høyde (Lid & Lid). Arten kan begraves i lengre tid uten å ta skade, men har grunnet den mindre tette vekstformen dårligere sandakkumulasjon enn marehalm (Herikstad, 1956). Strandrug kan samtidig opptre som hovedutforming i enkelte primærdyner. Fremstad (1997) klassifiserer eksempelvis tre underkategorier uten marehalmdominans; strandrug-utforming, strandrug/strandskolm-utforming og sandvier-utforming, der sistnevnte opptrer i lave primærdyner med mindre grad av sandflukt (Lundberg, 2010). Primærdyner uten dominans av marehalm, vil altså ha et lavere relieff og i mindre grad demme opp for sandflukt innover landskapet.

2.5.4. Etablerte dyner

Sonen i bakkant av primærdynene karakteriseres av et lavere relieff, ettersom marehalm, strandrug og andre arter i primærdynene har fått stabilisert sandflukten. Sonen blir betegnet *sekundærdyner*. Sekundærdynene (flere steder langs Jærkysten) karakteriseres ofte av spredte sandkuler med forholdsvis tett vegetasjon, som avtar i høyde innover landskapet. De ytterste sekundærdynene opplever derimot fortsatt sandakkumulasjon, og vil fortsatt ha et dominerende innslag marehalm. Høiland (1974) betegner dynene *etablerte ammophila-dyner*. Etter hvert som sandflukten stabiliserer seg innover land, mister derimot marehalmen vitalitet. Dette kommer til uttrykk gjennom redusert rotproduksjon, høyde og blomstring. Vekstformen vil ikke lenger opptrer som uniforme skudd i tette tuer, men som «tuster» hver for seg (Grieg-Smith, 1961). Marehalmen blir her betegnet som steril.

Den generelle reduksjonen i sandakkumulasjon for sekundærdynene, skaper derimot vilkår for etablering av jordsmonn med humus. Humuslaget holder bedre på vann enn sand, i tillegg til å ha bedre kapasitet til å holde på mineraler og næringsstoffer (Lundberg, 2010).

Sekundærdynene vil på grunnlag av dette ha en rikere flora. Blant dominerende arter i sekundærdynene langs Jærkysten, finner vi; marehalm, strandrug, strandskolm, rundskolm, løvetann, hestehov, sandstarr, vikke, kystengkall, rødsvingel, osv. Sistnevnte utgjør en så stor del av artsdominansen i sekundærdyner, at svingel utgjør en egen naturtype i Fremstad (1997), *svingeldyner*. Svingeldynene definerer i utgangspunktet de «indre sekundærdynene». Likevel dominerer rødvingel enkelte steder helt ut til lesiden av primærdynene.

Selv om primærdynene og svingeldynene i utgangspunktet er et tørt habitat, opptrer enkelte områder periodevis våte. Områdene betegnes *dynetrau*, og kan ifølge Doody (2013) deles i to. Et *primær-dynetrau* forekommer der sanddyner og dynebelter danner et naturlig basseng (trau), der bunnen av trauet er tilsvarende havnivået. Denne typen dynetrau vil ofte ha direkte kontakt med havet, og få tilført vann ved tidevann, springflo og stormer. Sekundær-dynetrau forekommer derimot der dyner og dynebelter skjærer for tilførsel av sjøvann, og der vinderosjon av sand har nådd grunnvannet (Doody, 2013). Lundberg & Losvik (1993) viser til målinger gjort på Lista, der grunnvannsnivået var høyest om vinteren, faller i april, for deretter å stige igjen i august. Differansen mellom sommer og vinter var om lag 20 cm. Fenomenet betinges barometrisk trykk (Larsen, 1977). Vegetasjonen i dynetrau preges i første omgang av fuktrevende arter som tåler lange perioder med neddykking. Etter hvert som et stabilt plantedekke utvikles, vil derimot substratet i dynetrauene heves fra grunnvannet (evt. havnivået), og artsmangfoldet vil berikes samt erstattes av andre arter (Doody, 2013). Dominerende arter i dynetrauene langs Jærkysten er sandsiv og sandvier m.fl.

De bakre delene av sekundærdynene, hvor sandkulene er lavere og sandflukten minimal, utvikles svingeldynene etter hvert til dyneeng. Dyneenger har et rikt artsmangfold grunnet tettere humuslag og variert jordsmonn, samt tilgjengelighet til grunnvann som er avgjørende for fuktighet i jorden (Lundberg & Losvik 1993). Av dominerende arter i dyneenger finner vi rødsvingel, ryllik, blåklokke, tiriltunge, gjeldkarve, løvetann, stemorsblomst, gulmaure og kystfrøstjerne.

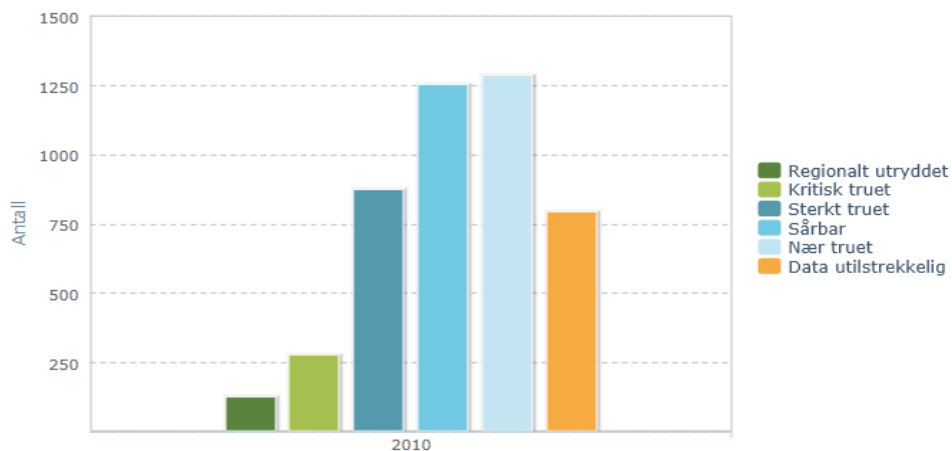
2.6. Enkeltarter i henhold til økologisk tilstand

Sanddynekomplekser så vel som andre naturtyper, vil bestå av enkeltarter som vil kunne si noe om økologisk tilstand i område. Forvaltningen har i denne sammenheng definert ulike

kategorier, der enkelte arter er kategorisert som utrydningstruet, mens andre blir sett på som vitale for naturmiljøets eksistens. Jeg vil i det følgende presentere ulike kategoriseringer med relevans for studien.

2.6.1 Røddlistearter

En *røddlisteart* defineres som en truet eller nært truet arter som står oppført på en såkalt rødliste. Vurderingene som ligger til grunn for prognosene er basert på vitenskapelige kriterier utviklet i regi av den internasjonale naturvernorganisasjonen (IUCN). Begrepet truet art er av IUCN definert som et samlebegrep for kategoriene kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) og sårbar (VU). Røddlista inkluderer også arter som er vurdert til kategorien livskraftig (LC). I Norge er rødlista utarbeidet av Artsdatabanken i samarbeid med en rekke vitenskapelige institusjoner samt faglige eksperter (Kålås et al. 2010). Røddlisten oppdateres jevnlig, der siste oppdatering ble gjort i løpet av en fireårsperiode 2006-2010.



Figur 2.4: Fordeling av truede arter på norsk rødliste i 2010 (Artsdatabanken, 2010).

Sanddynene langs Jærkysten innehar flere arter på den norske rødlisten. Blant de mest karakteristiske finner vi sandnattlys. Arten er vurdert *sårbar* på den norske rødlista fra 2010 (Artsdatabanken, 2012). Arten er i dag truet grunnet få forekomster, få individer og trolig noe fluktuerende individtall. Arten stammer opprinnelig fra Nord-Amerika, men ble registrert i nord-Tyskland tidlig på 1800-tallet. Den er en ny innvandrer på havstrand i Norge, og finnes i dag kun langs Nordsjøkysten av Nederland, NV-Tyskland i tillegg til i Norden. Sandnattlys vokser som oftest i uetablerte sanddyner, men har også mange ruderaforekomster. Første funn ble gjort i Kragerø i 1931, men er ikke gjenfunnet i nyere tid. På Jæren er den funnet på minst tre steder på Jæren fra 1962. I 2004 ble tre individ funnet på Lista i Farsund, men disse var året etter forsvunnet (Pedersen, 2009). Individtallet i Norge pr i dag er meget lavt, neppe over 100 (Artsdatabanken, 2010b).



Figur 2.5: Sandnattlys på Jæren

2.6.2 Svartelistede arter

Svartelistede arter er fremmedarter som ikke er stedege for området de vokser i, og som er oppført på den Norske Svartelista. IUCN definerer fremmede arter som; «arter, underarter eller lavere taxa som har fått menneskets hjelp til å spre seg utenfor sitt naturlige utbredelsesområde og spredningspotensial». I global sammenheng er spredningen av fremmede arter betraktet som en av de største truslene mot naturmangfoldet. Problemet har de siste årene fått økende oppmerksomhet også i Norge, da fremmede arter forårsaker betydelige skader på stedege arter og naturtyper (Gederaas et al., 2012). Fremmede arter spres vanligvis ved kulturpåvirkning, gjennom beplantning eller ved tilfeldig spredning av frø. Spredning av fremmedarter antas å være hjulpet av gunstigere leveforhold gjennom endring av klima. Kombinasjonen av økt nedbør, samt kortere og mildere vintre, forlenger vekstsesongen for fremmede arter og bidrar til at artene spres i utbredelse og antall. Klimaendringene vil være spesielt gunstige for arter som opprinnelig vokser på lavere breddegrader. Ikke alle fremmedarter utgjør en fare for stedegen flora, bare arter som invaderer, og på denne måten utkonkurrerer andre arter, eller bærer sykdom i form av parasitter (Gjershaug et al., 2009).

Blant svartelistearter i sanddynevegetasjon finner vi rynkerose og lupin. Begge artene er vurdert som arter med svært høy risiko for reproduksjon og spredning (SE). Rynkerose kommer opprinnelig fra Nordøst-Asia, men ble tatt inn til Europa like før 1800. I Norge ble den rapportert forvillet i 1940-årene. Rynkerose plantes som prydbusk i hager, langs veier og rundt anlegg, og spres herfra til omgivelsene rundt (Fremstad, 2007a). Spredningen til sanddyneområder skjer langs kysten med flytende nyper, i tillegg til frøspredning via fugl. Arten blir dominerende over store areal og kan enkelt fortrenge all annen sanddynevegetasjon. Arten sees på som vanskelig å nedkjempe, og er internasjonalt listet som en av de 100 verste fremmedartene i verden (Storhaug, 2011).

Lupin stammer opprinnelig fra Nord-Amerika, men ble registrert i Norge i 1899. Arten er en flerårig høy urt på rundt 50 cm høyde. Lupin ble i utgangspunktet plantet som sandstabilisator langs jernbane og veier, men har siden spredt seg. Hovedområdet for arten er på sør-vestlandet (derav navnet jærlupin). Arten er svartelistet ettersom røttene innehar nitrogenfikserende knoller som tilfører ellers skinn sand- og grusjord næring. Endring av næringsstatus fører til endring av jordstruktur, og dermed endret artssammensetning, noe som kan fortrenge hjemlige arter (Artsdatabanken, 2012). Langs Jærkysten spredte arten seg særlig gjennom 1980-tallet, til tross for stor innsats fra fylkesmennene for å forhindre spredningen (Storhaug, 2011).



Figur 2.6: Rynkerose (t.v) og lupin (t.h) utgjør en stor trussel for den stedegne artsdiversiteten på Jæren, og er hyppig å finne i og rundt sanddyner.

2.6.3 Nøkkelarter og indikatorarter

Nøkkelarter defineres gjennom at; enkeltarters aktivitet og omfang vil være avgjørende for et samfunns opprettholdelse over tid, og der fjerning av nøkkelarter ville lede til tap samt

erstatning av andre arter (Bond, 1994). Nøkkelarter vil med andre ord opprettholde strukturen og diversiteten i samfunnet, og vil ha stor betydning for økosystemet. Setter vi nøkkelartbegrepet i kontekst i henhold til kystsanddyner, har vi sett at landskapet og artsdiversiteten i et sanddynekompleks i stor grad er knyttet til primærdyner og mengden marehalm. Marehalm vil her være en nøkkelart, da arten er avgjørende for sanddyne dannelse som vil demme opp for sandflukt innover baklandskapet og dermed opprettholde struktur og artssammensetning.

Marehalmen blir som kjent fertilisert gjennom sandakkumulasjon. Et plantesamfunns utvikling og reproduksjon under gitte miljøpreferanser som dette, blir i litteraturen omtalt som økologiske *nisjer*. Når de økologiske nisjene er avklart, vil artene som opptrer her fungere som *indikatorarter* for området (Klinka et al., 1989). Marehalm vil her ha funksjon som indikatorart, da arten som kjent indikerer sandflukt, og et saltholdig substrat. Andre indikatorarter i relasjon til sanddyner er sandsiv. Arten opptrer som kjent i dynetrau, og vil indikere dynetrau som tidvis oversvømmes.

2.7. Ulike maler for naturtypekartlegging

Som nevnt innledningsvis, benytter norsk miljøforvaltning seg av ulike maler for naturtypekartlegging. Malene er ulike i henhold til klassifisering, og det vil derfor være opp til kartlegger selv å avgjøre hvilken manual som er mest hensiktsmessig i forhold til sitt feltområde. Jeg vil nå gjennomgå hovedprinsippene i manualene for klassifisering av norsk natur, der enkelte manualer er knyttet direkte opp mot studien.

2.7.1 Vegetasjonstyper i Norge (Fremstad, 1997)

I 1987, ga «program for anvendt økologisk forskning (Økoforsk) ut «Enheter for vegetasjonkartlegging» skrevet av Eli Fremstad og Reidar Elven. Systemet var ment å fungere som en beskrivelse av naturtypediversitet i Norge, og fokuserte på generelle trekk ved vegetasjonen. Manualen ble godt mottatt av både nasjonal og internasjonal miljøforvaltning, og har siden den gang blitt revidert (Fremstad, 1997). Manualen er i dag blant de mest brukte malene for klassifisering av vegetasjon. Systemet er sammensatt av seks hovedtyper etter alfabetet A-E dekker eksempelvis naturtyper innen skogvegetasjon, mens U-X beskriver naturtyper knyttet til havstrandsvegetasjon (Fremstad, 1997). Hovedtypene har undergrupper

definert av tall, der tallene igjen har undergrupper definert ved bokstaver. Koden for naturtypen *erodert sanddyne* vil eksempelvis være W3, men vil ved dominans av arten buestarr få kode *W3b, Erodert sanddyne, buestarr-utforming*.

2.7.2 DN – håndbok 13

En annen mye brukt mal for naturtypeklassifisering, er Direktoratet for Naturforvaltnings Håndbok 13, sist revidert i 2007. Håndboken er svært effektiv for å kartlegge og vurdere utsatte naturtyper ut i fra et biodiversitet-perspektiv, ettersom malen kun fanger inn verneverdige områder. Manualen beskriver syv hoved naturtyper med underkategorier; myr (6 undertyper), rasmark (2), fjell (1), kulturlandskap (15), ferskvann/våtmark (10), skog (12), havstrand/kyst/hav (16). I vurderingen av et område baserer håndbok 13 seg på tidligere innsamlet data om et område, samt en oversikt over biologisk mangfold utviklet av fylkesmennene for hver kommune. Feltobservasjoner sammen med tidligere studier og informasjon av området, skal være med på å identifisere; beliggenhet, naturgrunnlag, naturtyper og utforming, artsmangfold, påvirkning/bruk, trusler, fremmede arter, samt en verdibegrunnelse og eventuell skjøtsel (DN-håndbok 13, 2007).

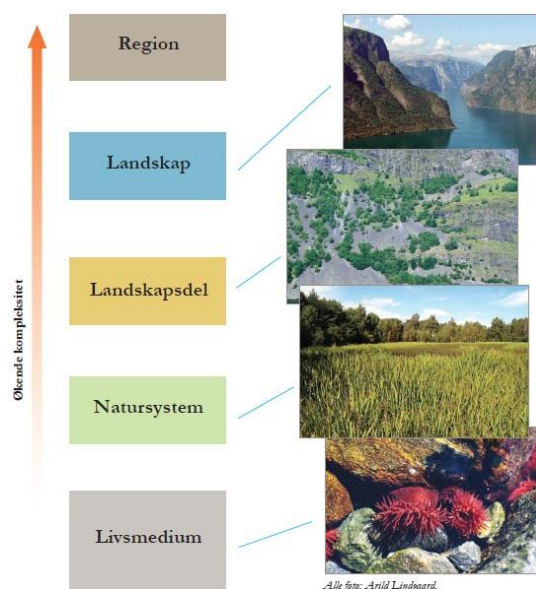
2.7.3 Skog og landskap – Veiledning i vegetasjonskartlegging

I 1987 gav Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (i dag Skog og Landskap) ut den første utgaven av dokumentet *Veiledning i vegetasjonskartlegging i målestokk 1:20 000 – 50 000*. Dokumentet har senere blitt revidert, og er et resultat samt oppsummering av kartleggingserfaringer innarbeidet i vegetasjonstypebeskrivelser. Malen tar utgangspunkt 12 hovedgrupper benevnt med tall, der 10 av gruppene omfatter ulike vegetasjonstyper, og to av typene mangler vegetasjonsdekke eller er sterkt kultivert. Gruppene avspeiler økologiske voksestedsbetegnelser, som myr, hei, eng osv., på grov romlig skala. Videre deles gruppene inn 2-8 typer definert ved økologi (plassering i terrenget, tilgang på vann og næring m.m.), fysiognomi (vegetasjonsdekkets utseende med vekt på dominerende arter og vegetasjonsdekkets struktur i rom og høyde), viktige arter, utbredelse (henvisning til vegetasjonssoner) og avgrensning til nærliggende vegetasjonstyper (Rekdal og Larsson, 2005).

2.7.4 Naturtyper i Norge (NiN)

I 2006 startet Artsdatabanken et prosjekt som fikk tilnavnet NiN (Naturtyper i Norge). Målet for prosjektet var utvikling av en helhetlig hierarkisk inndeling samt en fullstendig kartlegging

og oversikt over norske naturtypers romlige fordeling (Halvorsen et al., 2009). Prosjektet ble ferdigstilt i 2009, og er i dag den mest omfattende og komplekse manualen for naturtypekartlegging. NiN definerer totalt 117 naturtyper, inkludert bebygde arealer. Naturtypene er strukturert i fem naturtypenivåer, der artssammensetningen og miljøforhold blir grovere definert jo lenger opp i hierarkiet man kommer. *Livsmedium-nivået* er det laveste nivået, og definerer arters «adresse», det vil si hvor insekter, dyr og planter lever. For en ørret vil livsmediet være vannmassene i tjernet, mens for sanddynespesialisten marehalm, vil livsmediet være vindtransportert sand. NiN opererer med 32 ulike livsmedium-nivå. *Natursystem-økosystem-nivået* fanger opp hovedvariasjonen i artssammensetningen på økosystemnivå, og vil bestå av flere ulike livsmedier. Natursystem-nivået utgjør 68 naturtyper. Videre utgjør flere økosystem *landskapsdel-nivået*, og defineres som «funksjonelle økologiske eventuelt også geomorfologiske, enheter som forekommer innenfor et velavgrenset geografisk område, satt sammen av økosystemer». Nivået utgjør 12 natursystemer. *Landskapsnivået* tar for seg et større geografisk område med et enhetlig visuelt preg, skapt av store landformer med karakteristisk fordeling av landskapsdeler. Landskapsnivået utgjør 5 typer. I tillegg opererer NiN med et eget *Regionsnivå* som beskriver hoved-variasjon av artssammensetningen og miljøforhold (Halvorsen et al., 2008a).



Figur 3.7: Naturtypenivåer i NiN (Artsdatabanken, 2009).

2.7.5 Universelle tilstandvariabler i NiN

Foruten å klassifisere naturtyper for Norges totale areal, åpner NiN (bakgrunnsdokument 9) for universelle tilstandsvariabler. Tilstandsvariablene er uavhengig av hvilken kartleggingsmanual

man velger å bruke, og gjør oss i stand til å foreta en tilstandsvurdering av naturtyper basert på faste tilstandskategorier. Kategoriene skal gi en indikasjon på hvordan en naturtype er blitt slik den er i dag, og om det er tegn til endringer i naturtypen.

For å definere tilstand i naturtypene vil det derimot være avgjørende å velge ut variabler som virker inn på naturtypen man skal vurdere, og som fanger opp det problemstillingen ønsker å besvare. For tilstandsvurdering i en skog vil det eksempelvis være hensiktsmessig å benytte variabler knyttet til tresjiktssuksisjon (tresjiktssuksisjonstilstand, tresjiktstetthet osv.) For en dynamisk naturtype som sanddyner vil det derimot være essensielt å benytte tilstandsvurderinger knyttet til erosjon og slitasje. Tilstandsvariablene er trinndelt, og tilstanden i naturtypen man overvåker vil mest sannsynlig falle inn under ett av trinnene. Tilstandsvariabelen som vist i figur 2.1 har i NiN (bakgrunnsdokument 9), koden; D5SE. D5 representerer variabel 5 knyttet til *tilstandsvariasjon betinget generell fysisk forstyrrelse*, og SE representerer variabelen *slitasje og slitasjebetinget erosjon*.

Tabel 2.1: NiNs trinndeling ved vurdering av slitasjebetinget erosjon (Halvorsen et al., 2008b).

Trinn	Begrep	Kommentar
4	sterk slitasje	> 50 % av arealet har sterkt redusert vegetasjonsdekning og betydelig redusert artsrikdom og/eller endret artssammensetning som følge av slitasje; fysiske endringer (kompaktering eller erosjon) av øvre jordlag forekommer
3	betydelig slitasje	> 50 % av arealet har redusert vegetasjonsdekning og/eller noe redusert artsrikdom eller endret artssammensetning som følge av slitasje, eller 25–50 % av arealet tilfredsstiller kriteriene for trinn 4
2	liten slitasje	arealet har spredt og/eller flekkvis forekomst av slitasjespor som kan spores i artsrikdom og/eller artssammensetning
1	ubetydelig slitasje	slitasjespor mangler eller forekommer svært spredt, konsentrert til svake stier eller får

2.7.6 Havstrandsnatur – Tilstand, overvåking

Kartleggingsmanualene beskrevet over, henvender seg til en generell kartlegging av Norges areal, og definerer flere landskapstyper gjennom underkategoriseringer, der NiN også åpner for generelle tilstandsvurderinger. Fokuset på oppfølging av verneområder gjennom overvåking,

skjøtsel og andre forvaltningstiltak, har derimot ført til utvikling av manualer rettet mot spesielt utsatte og truede naturtyper. I denne forbindelse gav DN i juni 2013, ut manualen *Havstrandsnatur – Tilstand, overvåking* (referert til som Lundberg, 2013). Manualen henvender seg direkte til overvåking og tilstandsvurdering av sårbare naturtyper på havstrand, og presenterer i denne forbindelse relevante tilstandsvariabler i direkte tilknytning til naturtypene. Eksempler på tilstandsvariabler i manualen er *dynestabilitet, slitasje og slitasjebetinget erosjon, fremmedartsinnslag, problemarter, sjiktning og sonering*. I tillegg belyser manualen mer generelle variabler, som *fysiske inngrep og klimaendringer*. Manualen bruker trinndelingen fra NiN, men presenterer også andre tilstandskategorier (trinn) innfor variablene. Trinndelingen i manualen er formulert som referanse-tilstander. Referanse-tilstandene skal gjøre det mulig for kartlegger å vurdere sitt eget datamateriale opp mot disse. Variabelen *dynestabilitet* (forkortelse DS) henvender seg til naturtypene som påvirkes av sandakkumulasjon og erosjon, og blir som det fremgår av tabell 2.2, definert gjennom tilstedeværelse og grad av vegetasjon i dynene.

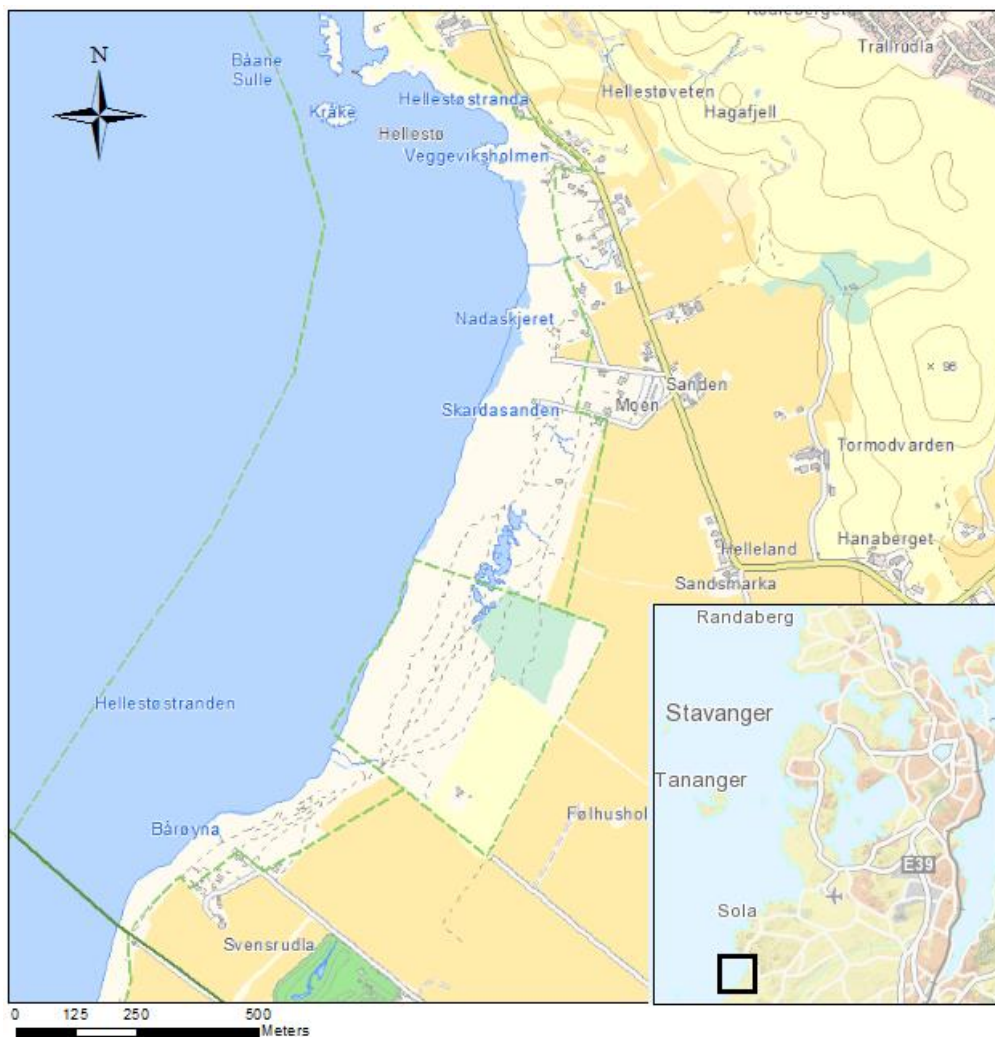
Tabell 2.2: Trinndeling av tilstandsvariabelen *dynestabilitet (DS)* i *Havstrandsnatur – tilstand og overvåking* (Lundberg, 2013).

Trinn	Begrep	Kommentar
3	Etablert dyne	Sluttet karplantevegetasjon med lite naken sand
2	Stabilisert dyne	Sand mer eller mindre stabilisert, dominans av lavvokste grasarter og urter; flekkvis bevokst med moser og lav
1	Ustabil dyne	Naken, ikke-stabilisert sand dominerer; i større eller mindre grad kolonisert av storvokste grasarter som er tilpasset oversanding og tørke; moser og lav mangler

Kapittel 3. Studieområdet

Feltområdet for oppgaven er avgrenset til Skarasanden i Sola kommune i Rogaland. Som det fremgår av oversiktskartet staves området Skardasanden. Jeg har valgt å utelate d-en, ettersom

dette er mer i tråd med lokal stedsnavnsbruk. Skarasanden er blant de nordligste av sandstrendene innenfor Jærstrendene landskapsvernområde. Området har en strandlinje på om lag 900 meter, hvor bredden varierer mellom 90-350 meter (Lundberg, 2010). I nord avgrenses studieområdet av strandberg, som videre innover landskapet avløses av en markert sti som binder sammen stranden og områdets offentlige parkeringsplass. I sør grenser området til kultivert mark, som i strandsonen avløses av rullesteinstrand.



Figur 3.1: Oversikt over studieområdet

3.1. Geologi og topografi

Topografien langs Jærkysten har i stor grad blitt formet gjennom deglasiasjonsperioden under siste istid. Ved isens tilbaketrekning ble det avsatt store mengder morene- og glasifluvialt materiale (Lundberg & Losvik, 1993). Deglasiasjonen langs kysten i Sør-Norge var forholdsvis tidlig, og kysten var trolig fri for is allerede for 14-15000 år siden (Andersen, 1979).

Moreneavsetningene langs Jærkysten er karakterisert av en flere kilometer lang morenerygg, *Listamorenen* (ettersom den først ble beskrevet her) (Thomsen, 1988). Det er erodert materiale fra Listamorenen som danner sedimentbudsjett for sanddynekomplekset på Skarasanden. Topografien i dynekomplekset karakteriseres av en flat naken sandstrand med bakenforliggende sanddyner. Soneringen preges tidvis av en velutviklet fordynefront med en varierende høyde fra 0-2 m.o.h. Fordynefronten avløses av en høy og stabil primærdynefront, med en varierende høyde fra om lag 8-17m.o.h. I bakkant preges sanddynekomplekset av et duvende sekundærdyne-landskap karakterisert av spredte «sandkuler» med en varierende høyde fra 5-10 m.o.h. I bakre deler av sandkulene, avløses landskapet av flat jordbruksmark i nord, og av en høyereliggende dyneeng i sør. Dyneenga har en jevn høyde på 7 m.o.h.

3.2. Vegetasjonskarakteristikk

Den nakne forstranden ytterst i komplekset, innebefatter tidvis et sporadisk innslag av tangvollvegetasjon. Av dominerende arter i tangvollene, finner vi salttolerante arter som strandreddik, meldearter og strandkveke. Fordynene stabiliseres av sandakkumulerende arter, henholdsvis strandkveke og marehalm. Fordynene for øvrig innebefatter et lite antall arter. Den høye primærdynefronten karakteriseres primært av marehalm, som for øvrig fungerer som hovedstabilisator for primærdynefronten. Primærdynene innebefatter også andre dynespesialister, her representert ved strandrug, strandreddik, strandskolm, hestehov, m.fl. Artsmangfoldet er derimot høyest i bakkant av dynene ettersom sandflukten her avtar. Sekundærdynene (sandkulene) karakteriseres av stabile plantesamfunn, som der mangfoldet av arter berikes jo lenger inn i baklandskapet man beveger seg (dette skyldes i hovedsak avtagende sandflukt og humusdannelse). Ytre delene av baklandskapet domineres av rødsvingel, marehalm (steril), strandrug, strandskolm, rundskolm, vikke, løvetann og kystengkall. Midtre deler domineres av samme artsdiversitet, men suppleres her av et rikt innslag av sandvier, sandsiv, kløver og krekling. De to førstnevnte utgjør for øvrig hovedutformingen i tidvis våte dynetrau. Dynetrauene er tørre om sommeren, men opptrer fuktige om høsten og vinteren, ettersom grunnvannet da vil stige. De indre delene av sekundærdynene domineres fortsatt av rødsvingel, strandrug, løvetann, kystengkall og steril marehalm, men arts mangfoldet suppleres/erstattes her av sisselrot, ryllik, blåklokke, tiriltunge, gulmaure m.fl. Artene i bakre deler av svingeldynene utgjør også artsdominansen i dyneenga.

3.3. Dynamikk og slitasje

Bybergsanden karakteriseres som nevnt av en velutviklet dynefront. Dynefronten utsettes samtidig for en kontinuerlig kamp mellom akkumulasjon og erosjon. Ettersom området ligger vestvendt, og eksponert til for Nordsjøen, har området til nå vært et aktivt sanddyne-landskap, der vind og bølgers eroderende og akkumulerende krefter har styrt dynamikken. Området ble eksempelvis hardt rammet i 2005 da orkanen ”Inga” tok med seg både fordyne- og store deler av primærdynefronten. I nyere tid har orkaner som ”Dagmar”, Berit og ”Cato” (2011) hatt tilsvarende påvirkning på sanddynelandskapet. Erosjonen (i denne forbindelse en kombinasjon mellom springflo og bølgeslag) på Skarasanden har derimot blitt etterfulgt av en naturlig restaurering av dynefronten. Restaureringen skyldes en kombinasjon av at erodert sand vil tilføre havet «et nytt» sedimentbudsjett og at sedimentene på ny vil bli avsatt, samt at dynefronten har en velutviklet marehalmvegetasjon som vokser proporsjonalt med ny sandtilførsel ved sandflukt. I tillegg fungerer den brede forstranden som en buffersone mot mindre kraftige stormer.

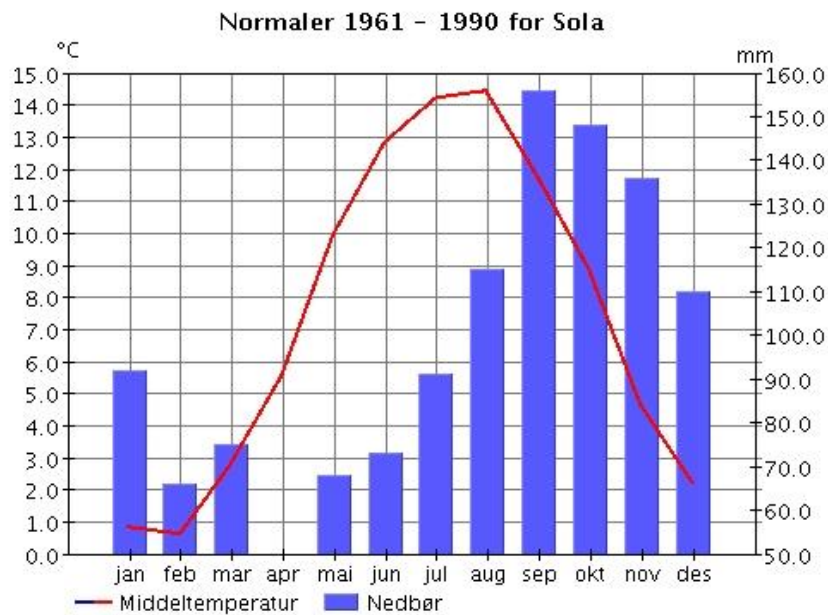
Samtidig som området ved naturlige forstyrrelsesfaktorer, i stor grad har mulighet til å restaurerer seg selv, har dette likevel nær sammenheng med menneskelig erosjon- og slitasjegrad. Skarasanden opplever som resten av landskapsvernområdet, daglig erosjon og slitasje fra besøkende. For lokalbefolkningen på Jæren er området (som nevnt innledningsvis) et populært turområde året rundt. Nedtråkking av vegetasjon har ført til karakteristiske erosjonsspor i landskapet. Mest karakteristisk er stinettverket, som i hoved-tråkkene flere steder domineres av naken sand. Erosjon gjennom stinettverket gjør seg mest gjeldene i baklandskapet, men er også karakteristisk for primærdynene. Tråkk og slitasjebetinget erosjon kan med andre ord utgjør en stor indirekte trussel i området, med tanke på vegetasjonens (særlig i primærdynene) evne til å stabilisere sandflukt. Slitasjebetinget erosjon vil i tillegg utgjør en direkte trussel for naturverdiene i området.

3.4. Klima

Informasjon om klimatiske forhold er viktig for å forstå sanddynelandskapets utvikling og struktur, og som vi har belyst så langt, vil et sanddynekompleks eksempelvis ha klare kausale forhold til vindsystemer. Nedbør vil også påvirke sanddyners struktur, da dette vil gi utslag på fuktighet i substrat, og dermed vindens evne til sandtransport. Klimatiske faktorer vil også kunne si noe om floraen i området generelt, ettersom ulike arter vil ha ulike egenskaper knyttet til klima.

Sørvestkysten av Norge preges av et oseanisk klima (Lundberg & Losvik, 1993). Karakteristisk for et oseanisk klima er relativt milde vintre og kalde somre. I tillegg vil et oseanisk klima få forholdsvis jevn. Den jevne temperaturen skyldes i hovedsak Golfstrømmen. Golfstrømmen er blant de raskeste havstrømmene i det termohaline systemet, med en gjennomsnittlig transport av 30 millioner kubikkmeter vann pr sekund, i en hastighet på opptil 2 meter pr sekund (Mathez, 2009). Golfstrømmen har også indirekte påvirkning på nedbørsaktiviteten og vindsystemer i området.

Figur 3.2 viser en samlet oversikt over månedlige gjennomsnittsverdier for temperatur og nedbør, (normalperioden 1961-1990). Som vi ser, har området som forventet, høyest temperatur gjennom sommermånedene (jun-aug), og de laveste gjennom vinterhalvåret (jan-mars). Verdt å merke seg er derimot verdiene. Som vi ser, overskrider ingen sommer måneder en gjennomsnittstemperatur på over 15 °C, og ingen vinter måneder en gjennomsnittstemperatur på under frysepunktet. Den gjennomsnittlige årstemperaturen er i området 7,4 °C (e-klima.no), en høy temperatur sammenliknet med indre landsdeler. Når det gjelder nedbør, mottar området mest nedbør gjennom høstmånedene (sept-des), for deretter å motta under halvparten nedbør gjennom vårmånedene (mar-mai) (dette tatt i betraktning at april måned ser ut til å mangle nedbørsdata). Gjennomsnittlig års nedbør gjennom perioden, måler 1180 mm (eklima.no). Når det gjelder vindsystemer, viser vindrosen i figur 3.3 de dominerende vindretningene for Sola målestasjon gjennom en normalperiode fra 1961-1990. Som det fremgår av vindrosen, har vinder fra sør-øst, sør og nord-vest dominert perioden. Den dominerende vindhastigheten for alle vindretningene har ligget fra 5,3 – 10,2 m/s. Vindrosen fra Sola målestasjon (Stavanger lufthavn, Sola) gir derimot kun en indikasjon på vindsystemer. Verdiene må tas i betraktning av at målestasjonen ligger om lag 3 km nord og et stykke inn i landet, fra det eksponerte sanddynekomplekset på Skarasanden. Man kan med andre ord anta en høyere vindhastighet på Skarasanden enn på Sola.



Figur 3.2: Månedlige gjennomsnittsverdier for temperatur og nedbør på Sola - normalperioden 1961-1990 (eklima.no).

Vindrose, frekvensfordeling av vind

Vindretning deles i sektorer på 30°

Frekvensfordeling av vindhastighet i prosent %

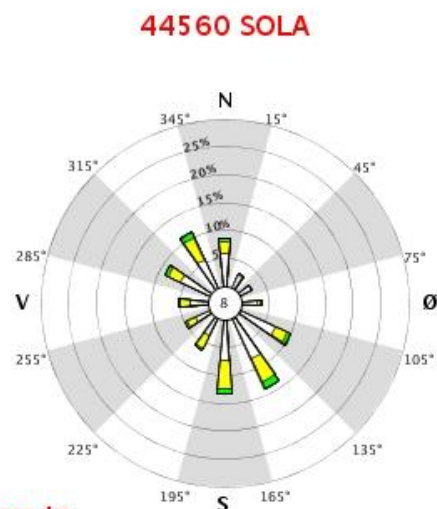
Vindhastighet (m/s)

- > 20.2
- 15.3-20.2
- 10.3-15.2
- 5.3-10.2
- 0.3-5.2

Stille (%)



År: 1961 - 1990
 jan, feb, mar, apr, mai, jun, jul, aug, sep, okt, nov, des
 Tidspunkt: 1, 7, 13, 19 (NMT)



Figur 3.3: Dominerende vindsystemer for Sola - normalperioden 1961 – 1990 (eklima.no).

Kapittel 4. Kilder og metoder

Kapittelet presenterer feltmetodene og aktuelle verktøy som ble brukt i studien. En presentasjon av feltmetodikken vil gjøre det lettere og forstå analyse og diskusjon av datamaterialet. For å kunne si noe om hvilke naturtyper som er representert på Skarasanden, samt definere tilstand, har fokuset vært å samle inn et sammenliknbart datamateriale som vil kunne fungere som referansetilstand ved en eventuell overvåkning på et senere tidspunkt. Metodene er forskjellige og registrerer ulike variabler, både biologiske data og egenskaper ved miljøet.

4.1. GPS

GPS (global positioning system) er essensielt for moderne kartfesting av arter og naturtyper. En GPS mottar signaler fra flere ulike satellitter som går i bane rundt jorda, noe som er avgjørende for nøyaktig koordinatfesting. Gjennom feltarbeidet ble GPS et avgjørende verktøy, da den ble brukt til koordinatfesting av både enkeltobjekter og polygoner. For å definere/avgrense naturtypene, ble det benyttet en sporingsfunksjon. Sporingsfunksjonen bygger på en punktfunksjon, som brukes for å markere enkeltobjekter i området (f.eks. et enkelt individ av en art eller en liten populasjon). Sporingsfunksjonen defineres av en serie koordinatfestede punkt som det trekkes linjer mellom. Registreringen av enkeltpunktene i sporingslinjen fastsettes med bestemte intervaller. Sporingslinjen vil utgjøre et polygon når startpunkt og sluttunkt i sporingslinjen møtes. Linjene vil være yttergrensene til naturtypen man kartlegger (Lundberg, 2013), og samtidig danne yttergrense til tilgrensende naturtyper. Ved registrering av endring i naturtypens arealutbredelse vil samme prosedyre som nettopp beskrevet være gjeldene. Ved senere overvåkning vil det derimot være viktig å bruke samme tekniske innstillinger, samt at kartlegger innebærer samme kunnskap om metodikk og område.

En utfordring ved GPS-kartlegging, er derimot den subjektive tolkningen/defineringen av grenser, da ulike suksjonsstadier i enkelte tilfeller definerer tydelige grenser, mens i andre tilfeller har mer glidende overganger. Når jeg gikk opp grenser i felt, måtte jeg med andre ord selv definere hvor naturtypene avløste hverandre.

Gjennom feltarbeidet ble det også registrert enkeltobservasjoner og jeg benyttet her punktfunksjonen alene. Punktfunksjonen registrerte i denne sammenheng koordinater, samt høyde over havet.

GPS som kartleggingsmetode kan være mer tidkrevende enn f.eks. tolkning av flybilder (bekrevet siden), ettersom man fysisk går opp grensene. Samtidig øker man graden av nøyaktighet, ettersom feltkontrollen gir et mye mer nøyaktig bilde av strukturene i landskapet.

4.2. Geografiske informasjonssystemer (GIS)

Geografiske informasjonssystemer (GIS), har de siste årene fått stadig større relevans for miljøstudier og analyse av landskap. GIS som begrep har flere definisjoner, da metoden utgjør et teknologisk fagfelt i stadig utvikling. Hovedprinsippene i et GIS utgjør derimot; «*databaserte systemer for input, lagring, analyse og presentasjon av romlige data*» (Haines-Young et al. 1993). Representasjon av virkeligheten gjennom et GIS-program gjøres gjennom to hovedmodeller, *vektormodeller* og *rastermodeller*. Enhetene i en vektormodell består av punkt, linjer og polygoner, mens rastermodeller representerer virkeligheten ved et kontinuerlig sett med større eller mindre celler (pikslar) ordnet i kolonner og rader (Heywood et al., 2011). Et av hovedformålene med bruken av GIS-programmer, er å kunne foreta analyse av ulike aspekter i rommet samtidig. GIS-programmer opererer i denne forbindelse med flere ulike kartlag, som kan analyseres enkeltvis, eller i kombinasjon lagvis. Ved analyse av romlige endringer over tid, vil man eksempelvis kunne sammenlikne datalag fra ulike årstall. I så måte vil analyse av ortofoto være av relevans. Ortofoto dvs. flateriktige flybilder, vil eksempelvis danne referanse i henhold til kartleggers eget datamateriale.

Jeg brukte GIS først og fremst i analyse av naturtypers romlige fordeling. Det første som måtte gjøres var å importere koordinatene (sporinglinjer og punkt) fra GPSen og over i GIS. Konverteringen foregikk via *Basecamp* (program for lagring av GPS-data). Ved konvertering utgjorde enkelte sporinglinjer (*polylines*) ufullstendige linjer (og ikke sluttete polygonlinjer). Årsaker til dette knyttet seg til ufremkommelige områder (eksempelvis områder med tett vegetasjon, gjerder osv.). Polylinjene måtte i disse tilfellene slutes manuelt via egne redigeringsverktøy. Polylinjene ble deretter konvertert til *shapefiles*, dvs. heldekkende polygoner. Ved konvertering av alle polygoner satt jeg med et heldekkende kart over naturtypenes romlige fordeling. Arealet ble kalkulert gjennom funksjonen, *area measurement*.

4.3. Transektanalyse

Transektanalyse (ofte referert til som gradientanalyse) er en hyppig brukt metode for kartlegging av vegetasjonsendring eller struktur. Formålet med metoden er å avdekke romlige

mønster, henholdsvis relasjonen mellom artsforekomster og miljøvariabler (Wittaker, 1967). Gradientene gir oss også en oversikt over aktuelle soneringer, og gir oss muligheten til å måle bredden av hver sone (Lundberg, 2013). I praksis foregår analysen ved at man legger ut ett eller flere transekt, definert som en linje eller profil, fra ytre (hydrolittorale) til indre (epilittorale) deler av stranda. Start- og slutt punkt i hvert transekt fastsettes med GPS. Ideelt fastsettes transektet ved hjelp av et flybilde før felt, da et flybilde ofte er mer oversiktlig enn et kupert terreng i felt, og man kan enkelt velge ut representative linjer hvor transektet skal nedlegges. Karakteristiske landemerker (større steiner, karakteristiske trær, gjerder etc.) som vil være lett gjenkjennelige representerer ofte startpunktet (Lundberg, 2013).

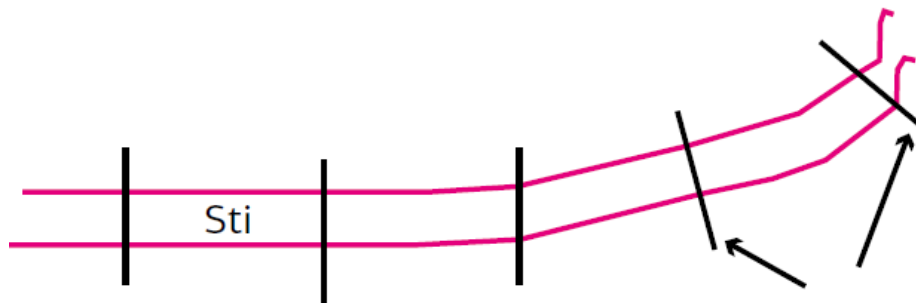
Når lokalisering av transektene er bestemt, fastsettes et intervall på mellom 10 og 20 meter (avhenger av lengden på gradienten man vil undersøke). Å foreta ruteanalyser ved intervaller refereres til som diskontinuerlig transektanalyse, mens sammenhengende (hver meter) betegnes kontinuerlig. Sistnevnte fordrer derimot et stort tidsaspekt, som ofte ikke samsvarer med mengden data som samles inn (Feltveiledning, 2012). For hver rute (1m²) registreres artsdiversitet, samt de ulike miljøvariablene man vil undersøke. Miljøvariablene i ruteanalysene vil altså være med på å avgjøre arters tilstedeværelse i den aktuelle ruten. Når man har bestemt hva transektanalysen vil undersøke, gjentas samme prosedyre gjennom hele transektet. Tydelig merking av transektet vil gjøre det mulig å gjenta analysen, samt overvåke eventuelle suksesjonstendenser (endring i tid på ett og samme sted). En forutsetning for å foreta en transektanalyse, er derimot kravet til detaljert arts kunnskap på lokaliteten (Lundberg, 2013).

Gjennom feltarbeidet på Skarasanden ble transektanalyse benyttet for å kartlegge artssammensetningen gjennom de ulike soneringene i landskapet. Miljøvariablene ble satt til bunnsjikt og feltsjikts prosentvise dekningsgrad, samt høyde (cm). Transektene ble lagt til nordre midtre og sørlige deler av stranda.

4.4. Transektanalyse av slitasjebetinget erosjon

Transektanalyser kan også anvendes ved overvåking av menneskeskapt erosjon og slitasje. I så måte har transektene som mål å avdekke en slitasje gradient. Transektene ved registrering av slitasjebetinget erosjon langs stier, blir betegnet *registreringslinjer*, og er strukturert i en serie som til sammen utgjør ett *overvåkningspunkt*. Registreringslinjene legges på tvers av stiens tre soner (upåvirket sone, overgangssone og stisone). Start- og slutt punkt legges til den *upåvirkete*

sonen av stien, for senere å kunne fange opp eventuell økende erosjonstendens. Start og slutt punkt merkes med GPS, og ideelt sett med pinner (eller andre karakteristiske enheter). Tydelig merking gjør det enklere å finne igjen transektet på et senere tidspunkt. Videre måles bredden av hver sone, før det foretas ruteanalyser langs registreringslinjen. Registreringen vil naturlig nok være i mindre skala, og rutene vil derfor være mindre, henholdsvis 15cm². Ruteanalysen skjer ved samme prinsipp som ved vanlig transektanalyse, men vil ideelt sett skje ved kontinuerlig analyse (dvs. hver 15. cm). I hver rute måles høyde på bunnsjikt og busksjikt, deres prosentvise dekningsgrad, samt hver arts prosentvise dekningsgrad. For å få et representativt mål på erosjonstendenser vil det være hensiktsmessig å foreta 5-10 registreringslinjer for hvert overvåkningspunkt.



Figur 4.1: Eksempel på et overvåkningspunkt bestående av fem registreringslinjer (Eide et al., 2011).

Når ruteanalyser for alle registreringslinjene i overvåkningspunktet har blitt foretatt, vil erosjonsgraden kunne estimeres. Erosjonsgraden vil her defineres av hvor mange m³ sand som har blitt transportert/erodert bort. Erosjonsestimatet gjøres ved å måle; Dybden på erosjonsskrenten langs stien, gjennomsnittsbredden på stisonen i registreringspunktet, og lengden på overvåkningspunktet. Her er et eksempel: Hvis gjennomsnittsdybden for 5 overvåkningspunktet er 15 cm, gjennomsnittsbredden på stien er 1,5m og avstanden på hele overvåkningspunktet er 30m, får man følgende formel; $0,15 \times 1,5 \times 30 = 6,7 \text{ m}^3$. Det vil selvsagt være en viss usikkerhet ved å beregne volumet av jord fjernet ved erosjon, men det vil allikevel gi en indikasjon på erosjonsgrad.

Transektanalyser av menneskeskapt erosjon på Skarasanden ble foretatt ved 5 overvåkningspunkt, plassert spredt i henhold til stinettverket i området. Hvert overvåkningspunkt har 5 registreringslinjer. Etter å ha foretatt ruteanalyser i hver registreringslinje, benyttet jeg formelen for erosjonsestimat.



Figur 4.2 a,b: Ruteanalyse av slitasjebetinget erosjon.

4.5. Flybildetolkning

Flybildetolkning blir mye brukt for analyse av landskap, arealbruk og vegetasjon, og kan defineres som; «*tolkning av data gjennom observasjon av flybilder, med eller uten utstyr*» (Lundberg, 2013). Flybilder benyttes ofte som bakgrunn når man vil avdekke soneringer, samt naturtypers romlige fordeling i landskapet. Skisseringen kan foregå manuelt, eller ved hjelp av et GIS-program. Tolkning av flybilder i et GIS, krever derimot flateriktige flybilder (ortofoto).

Utfordringer med flybildetolkning knytter seg ofte til uklarheter i landskapet. Ved naturtypekartlegging vil gjerne enkelte vegetasjonstyper og grenser fremstå som klart definerte, mens andre vil defineres ved glidende overganger. Ulik kunnskap om området kan derfor føre til subjektiv tolkning av flyfotoet i henhold til grensesetting. Problemene med grensedragning og tolkning vil derimot ha mindre betydning ved mindre målestokk, da tolkningen åpner for større grad av generalisering. Flybildetolkning skjer derimot som oftest ved påfølgende feltkontroll, og man vil her få bekreftet i hvilken grad tolkningen av flybildet stemmer overens med de faktiske strukturene i landskapet.

Ved enkelte anledninger, vil flybildetolkning være uavhengig av feltkontroll, og den beste måten å analysere vegetasjon og landskap på. Dette gjør seg spesielt gjeldene ved tolking av historiske flybilder. Norgebilder.no er en tjeneste levert av Statens kartverk, Skog og Landskap og Statens veivesen. Tjenesten tilbyr serier av historiske flybilder fra Norge gjennom ulike tiår.

For min egen studie var historiske flybilder avgjørende for å påvise landskapsendring gjennom historien, da særlig i henhold til dynefrontstabilitet. Studien har tatt utgangspunkt i sammenlikning av flybilder fra år 1937, 1963, 1979, 1989, og 2009. Flybildene fra 1979 og 1989 ble hentet fra Fylkesmannen i Rogaland, mens de øvrige flybildene var tilgjengelige fra norgeibiler.no. Landskapsendring i henhold til vegetasjonsstruktur og slitasjegrad, ble avdekket ved en generell sammenlikning av flybildene. Flybildene fra norgeibiler.no (1937, 1963 og 2009) ble sammenliknet i målestokk 1:1874 (målestokken gav et passende utsnitt av studieområdet), mens flybildene fra fylkesmannen (1979 og 1989) er nedskalert fra en opprinnelig målestokk på 1:15000. Dynefrontdynamikken ble sammenliknet ved å måle avstander fra faste punkt i baklandskapet, til dynefrontens yttergrense. Bildene fra Norge i bilder ble målt ved bruk av verktøy for avstandsmål, mens bildene fra fylkesmannen ble målt manuelt med linjal.

4.6. Strukturert befarings

Strukturert befarings er en metode som brukes for å få en hurtig og god oversikt over tilstanden i et område. Metoden brukes for å få et overblikk over gjengroingstendenser, populasjoner av regionalt viktige arter, fremmedarter, slitasje osv. Ved strukturert befarings går man over arealet i et fast mønster, for eksempel langs parallelle linjer. Befaringslinjen legges i denne sammenheng slik at den dekker sentrale deler av området. Enkeltobjekter blir koordinatfestet hver for seg, mens sammenhengende strukturer registreres som en koordinatfestet linje (Bår et al. 2011). Metoden blir også kalt W-formet befarings grunnet befaringslinjen som gjerne er formet slik. Befaringslinjene tas gjerne ut før felt, basert på et kart eller et flybilde, dette for å unngå et subjektivt valg av rute. Registreringer foretas på forhåndsbestemte stopp (10-15 avhengig av områdets størrelse). Alle punkt i befaringslinjen registreres på GPS. For hvert bestemte stopp, skal det gjøres standardiserte målinger i analyseruter (Lundberg, 2013). Analyserutene vil gjerne variere i størrelse, fra 1m² - 4m².

For mitt vedkommende var strukturert befarings avgjørende for naturtypekartleggingen. Naturtypekartleggingen ble gjort ved å gå opp yttergrenser med GPS, for deretter å foreta en rask registrering av hovedkarakteristikker i naturtypen. Jeg valgte W-formet befarings, ettersom enkelte naturtyper i studieområdet er strukturert ved parallelle soneringer, og karakteristikker som f.eks. artsmangfold vil endre seg. Stoppene for registrering ble derimot ikke bestemt i

forkant, men foretatt tilfeldig. Hovedkarakteristikkene som ble registrert var artssammensetning, sjiktning, slitasjetendenser og høyde (m.o.h).

4.7. Gjenfotografering

Mens flybilder blir tatt vertikalt og justert i henhold til flateriktighet, refererer *gjenfotografering* til bilder tatt fra bakkenivå. Fotografiene er ens egne oversiktsbilder tatt i felt, og brukes for å skaffe data om endringer i lokaliteten, herunder vegetasjon, sonering, eventuell slitasje osv. Bildene tas ideelt med bruk av vidvinkel og fra et bestemt ståsted, noe som gjør det lettere å ta et identisk bilde på et senere tidspunkt. Nærbilder kan også være nyttig for dokumentasjon av detaljer i landskapet man studerer. Ved gjenfotografering vil det være viktig å bruke tilsvarende optikk (samme type kamera, linse osv.) som man brukte ved det første bilde, dette for å få et så identisk utsnitt og perspektiv som mulig. GPS brukes for ytterligere kartfesting av posisjonen (Lundberg, 2013). I løpet av feltarbeidet ble det tatt en rekke bilder, både nærbilder og oversiktsbilder. Bildene vil være slagkraftige i henhold til å visualisere resultater.

4.8. Gradientanalyse ved ordinasjon

Etter å ha foretatt en transektanalyse (beskrevet), vil man ofte sitte med et stort og uoversiktlig datamateriale. Et mye brukt verktøy for å analysere økologiske data er *ordinasjon*. Ordinasjon er en kompleks multivariat analysemetode som systematiserer og avdekker mønster i et datamateriale. Mer spesifikt går ordinasjon ut på å ordne og arrangere vegetasjonsdata i henhold til likheter og ulikheter i artssammensetning og/eller miljøparametere, noe som gjør det mulig å påvise kausale sammenhenger mellom vegetasjonen og/eller de ulike miljøvariablene (Kent og Coker, 1992). Datamaterialet struktureres langs akser (ordinasjonsakser). Ordinasjonsaksene utgjør egenvektorer, som defineres som retninger innenfor et koordinatrom som forblir uforandret ved endringer i selve matrisen (O'Sullivan & Unwin, 2003). Egenvektorene er skalert som korrelasjonskoeffisienter og strekker seg fra +1, via 0 til -1. Jo nærmere verdien er +1, jo bedre er samvariasjonen mellom arter og miljø. Ved -1, vil samvariasjonen være negativ. Dersom egenvektoren er 0 betyr dette fravær av samvariasjon. Det er datamaterialets relative posisjoner til aksene og hverandre som gir informasjon om deres økologiske likheter (Ludwig og Reynolds, 1988). Det mest brukte ordinasjonsprogrammet kalles Canoco, og ligger til grunn for egen gradientanalyse.

Ettersom en transektanalyse har som mål å registrere vegetasjonssammensetning langs økologiske gradienter, kan man forvente en sammenheng mellom artsdata og miljøforhold. Man skiller i denne sammenheng mellom direkte og indirekte ordinasjonsanalyse. Ordinasjonsanalyse brukes *direkte* gjennom å inkorporere kjente miljøvariabler og artsfunn i en og samme analyse. Analysen avdekker variasjon i vegetasjonen i forhold til underliggende miljøvariabler (Lepš & Šmilauer, 2003). En *indirekte* ordinasjonsanalyse utforsker derimot variasjonen i vegetasjonsdataene uten å inkorporere miljøfaktorer. Artene vil her bli strukturert kun i henhold til representasjon i analyserutene, der eventuell samvariasjon vil være bestemt av hvor hyppig artene opptrer, og hvordan artene opptrer i kombinasjon.

4.8.1 Valg av ordinasjonsmetode

Hvordan datamaterialet vil bli seende ut når ordinasjonen er utført, vil være avhengig av hvilken type data man har, og i hvilken grad man forventer samvariasjon. Man skiller her mellom en *lineær* artsrespons og en *unimodal* respons. Den lineære metoden (i Canoco kalt PCA og RDA-analyse), benyttes når forholdet mellom responsvariablene (uavhengige variabler som for eksempel arter), og prediktorvariablene (avhengige variabler, som miljøfaktorer) er forventet å være lineært (Lundberg, 2005). PCA og RDA er med andre ord passende å bruke for å analysere homogene data. Den unimodale varianten (DCA og CA), passer derimot bedre i analyse av mer heterogene funn (Lepš og Šmilauer, 2003).

Hvilken metode man skal bruke avgjøres gjennom måling av miljøgradienten. Lengden på gradienten er et mål på graden av arter som avviker fra de individuelle ordinasjonsaksene (responskurven). Målingen gjøres ved direkte ordinasjon, gjennom en DCA. Når analysen er kjørt, vil man finne resultater i analysens loggføring. Viser den største gradienten en verdi på over 4.0, vil det være hensiktsmessig å velge en unimodal analysemodell, mens viser den lengste gradienten en verdi på under 3.0, vil det være hensiktsmessig å bruke en lineær modell (Lepš og Šmilauer, 2003). Ordinasjonsanalysen fra transektene på Skarasanden er gjort gjennom en unimodal metode, der jeg foretok en direkte (DCA analyse) og en indirekte (CCA analyse). For at analysen skulle kunne kjøres i programmet, var jeg først avhengig av å ordne datasettet i et regneark, slik at samtlige celler i rader og kolonner hadde en verdi (fravær av arter i ruter måtte eksempelvis gis verdi 0).

4.8.2 Hvordan lese diagrammet?

DCA-analysen gir et ordinasjonsplott hvor alle arter er oppgitt som punkt, et *scatterplot*. Hvor artene ligger plassert i ordinasjonsdiagrammet, er avhengig av hvor ofte artene er representert gjennom transektene, og hvor ofte artene er representert i kombinasjon med andre arter. Arter som opptrer sammen i flere analyseruter, vil ha likheter i henhold til økologiske egenskaper, mens arter som opptrer sjelden og gjerne bare i et enkelttilfelle, vil avvike fra resten av klyngen i diagrammet. I ordinasjonsplottet ved en CCA-analyse, vil artene være strukturert langs piler, der hver pil representerer en miljøvariabel. Punkter som ligger nær hverandre vil ha like egenskaper i forhold til de underliggende miljøvariablene. Miljøvariabler vises som piler. Ved fire målte miljøvariabler, vises fire piler i ordinasjonsdiagrammet. Hver pil vil peke i den retningen hvor den aktuelle variabelen har den sterkeste forandringen i diagrammet (Lepš og Šmilauer, 2003), samtidig vil pilen være proporsjonal med størrelsen på endringsfaktorene i den retningen. Arter som ligger lokalisert ved pilens ende, eller forbi denne, er nært korrelert med miljøvariabelen pilen representerer. Motsatt vil arter ved pilens startpunkt være mindre påvirket av denne variabelen (Engum, 2006).

4.9. Valg av kartleggingsmanualer

De ulike kartleggingsmanualene beskrevet i kapittel 2, har som kjent ulike tilnæringer for kategorisering av norske naturtyper, og det vil være opp til kartlegger selv å bedømme i hvilken grad en passer bedre enn en annen. For mitt vedkommende ble Naturtypekartet klassifisert gjennom en kombinasjon av Fremstad (1997) og Skog og landskap (2005). Fremstad (1997) ble benyttet ettersom kategorien *Havstrandsvegetasjon* (U-X) fanger opp samtlige naturtyper i sanddynekomplekset helt ned til *utformings-nivå*. Når det gjelder dyrket mark og bebygde areal utenfor verneområdet, er arealtypene utelatt fra nøyere analyse, og er derfor kategorisert gjennom Skog og landskaps mer generelle enheter; *Dyrka mark* og *Bebygde areal, åpent*. Valg av manual har også et personlig aspekt i henhold til brukervennlighet. Når det gjelder fargebruk i selve kartet, er disse inspirert av Skog og Landskaps arealressurstyper, hentet fra Bjørkelo et al. (2009). Fargekodene er derimot noe justert for å passe naturtypenes fargemessige fremtoning i felt. Naturtypekartleggingen har også tatt i betraktning naturtypekategoriene i NiN, men bare med formål å sammenlikne tilsvarende naturtypekategorier.

Ved vurdering av tilstand, hadde jeg valget mellom å benytte generelle tilstandsvariabler i NiN (bakgrunnsdokument 9), eller modifiserte variabler fra Havstrandsmanualen (Lundberg, 2013).

Valget falt her på sistnevnte ettersom resultatene, som vi skal se, direkte berører variablene beskrevet i manualen. Når dette er sagt, vil tilstandsvurderingen ikke anvende trinndelingen i manualen, men drøftes på et mer generelt grunnlag, og i henhold til kausaliteter i datamaterialet.

Kapittel 5. Resultater og analyse

Kapittelet presenterer og analyserer innsamlet datamateriale fra feltarbeidet. Resultatene vil bli presentert gjennom å påpeke objektive tendenser ved datamaterialet, da en nærmere drøfting i henhold til kausale mønstre og prosesser følger i et eget diskusjonskapittel. Kapittelet åpner

med en generell naturtypekartlegging av området, for deretter å presentere mer spesifikt datamateriale knyttet til naturtypene i sanddynekomplekset.

5.1. Naturtypekartlegging

Naturtypekartleggingen hadde som mål å skissere hovedtypenes romlige fordeling i landskapet. Jeg vil ta for meg naturtypene hver for seg, og kommentere funn gjort på bakgrunn av GPS-kartlegging og strukturert befarings. Hver naturtype står oppført med kategori fra Fremstad (1997), men vil siden bli presentert i en tabell som viser tilsvarende kategori i NiN. Tabellen presenterer også naturtypenes areal. Et naturtypekart gir til slutt en oversikt over naturtypenes romlig fordeling i området.

5.1.1 Driftinnfluert sand-forstrand. Strandreddik-utforming (V4a)

Ytterst i sanddynekomplekset dominerer naturtypen *driftinnfluert forstrand*. *Strandreddik-utforming*. Forstranden har en jevnt flat topografi fra ytre deler til indre deler. Stranden er relativt bred, og utgjør et areal på tilsammen 3,39 hektar (målt fra strandberg i nord, til driftvoll i sør). Forstranden domineres i hovedsak av naken sand, men innebefatter sporadiske tangbelter i geolittoral sone. Tangbeltene var på kartleggingstidspunktet beskjedne og usammenhengende, med kun spredte enkeltforekomster av vegetasjon. Av arter var strandreddik (derav underkategorien) og strandkveke de mest dominerende. Tangbeltene var mest karakteristiske i sørlige deler av forstranden.



Figur 5.1: Strandreddik-utforming i sørlige deler av forstranden. Bildet er tatt mot nord.

5.1.2 Ferskvannspåvirket driftvoll (V3)

I sør domineres den forstranden av en *ferskvannspåvirket driftvoll*. Driftvollen er lokalisert ved utløpet av et tilsig, som på kartleggingstidspunktet utgjorde en mindre bekk. Bekken hadde på kartleggingstidspunktet, forholdsvis høy vannføring med karakteristiske bratte erosjonsskrenter på 30-40 cm. Vegetasjonen i driftvollen domineres av kjeldegras, med sporadisk innslag tiggerssoleie og strandreddik. Driftvollens areal utgjorde på kartleggingstidspunktet om lag 0,04 hektar (definert av vegetasjonens utbredelse).



Figur 5.2: Kildegras er dominant for naturtypen (t.v.), samtidig som varierende vannføring i tilsiget påvirker areal og utforming (t.h.). Bildene er tatt mot vest.



5.1.3 Fordyner. Strandkveke-utforming (V6a)

I indre deler, avløses forstranden av en smal høyereliggende fordynesone. Fordynene strekker seg gjennom store deler av studieområdet med en varierende høyde fra 1-3 meter. Fordynene er høyest og best etablert i nord, og blir mindre lenger sør. Totalt dekker fordynesonen et areal på 1,6 hektar. Sonen har fravær av bunnsjikt, mens feltsjiktet domineres av strandkveke. Arter som marehalm, strandreddik og strandskolm er også representert, men bare i mindre forekomster (særlig de to sistnevnte). Feltsjiktet er ikke sluttet, da de høyeste områdene langs sonen er dekket av vegetasjon, mens de lavereliggende områdene karakteriseres av delvis vegetasjonsløse partier. Et annet karakteristisk trekk ved dynefronten er tydelige erosjonsspor. Erosjonssporene kommer til uttrykk gjennom frittstående «sandkuler» med eksponerte planterøtter.



Figur 5.3 a,b: Veldefinert fordynesone (t.v.) avbrutt av frittstående erodert sandkule (t.h.). Bilde til venstre er tatt mot sør, mens bilde til høyre er tatt mot nord.

5.1.4 Primærdyner. Marehalm/strandrug-utforming (V7 a,b)

Fordynene grenser videre til en dominant primærdynesone. Skillet mellom fordyner og primærdyner er enkelte steder ganske klare, men også stedvis mer glidende. Primærdynensonen er bred, og utgjør arealmessig en av de største naturtypene (ca. 5,5 hektar). Sonen har en varierende høyde på ca. 10 m.o.h i gjennomsnitt, men måler enkelte steder opp mot 17 m.o.h (målinger gjort med GPS). Det er de sørlige delene av sonen som er høyest. Primærdynene karakteriseres av et stabilt feltsjikt, sett bort ifra sporadisk vegetasjonsløse erosjonsfelt i form av «blowouts». Blowout-feltene skjærer seg karakteristisk inn fra stranden. Feltsjiktet domineres i hovedsak av marehalm- og strandrug-utforming. Arts-utformingene utgjør i utgangpunktet to ulike hoved-utforminger (i Fremstad), men ettersom artene jevnt over overlapper hverandre, har jeg valgt å slå sammen kategoriene (V7a,b.). Feltsjiktet i primærdynene har også innslag av mindre robuste arter, blant dem strandreddik, strandskolm, skjermesveve, hestehov og bitterbergknapp. Sonen mangler bunnsjikt i den haveksponte siden (mot fordyner), mens lesiden har innslag av bunnsjikt i de lavereliggende områdene. Lesiden innebefatter også majoriteten av arter. Primærdynensonen karakteriseres for øvrig av et stort nettverk av turstier som strekker seg fra nord til sør langs hele primærdyneryggen. Langs hele ryggen fører tydelig definerte stier ned mot svingeldynene. I den nordlige delen av sonen ligger en hytte, som i front akkumulerer store mengder sand, da terrassepartiet ser ut til å ha permanent marehalm-utforming.

5.1.5 Svingeldyner (W1)

Lesiden av den dominerende primærdynesonen grenser mot mer etablerte svingeldyner. Svingeldynene har et samlet areal på ca. 11,0 hektar, og utgjør den største delen av studieområdet. Landskapet har her en lavere gjennomsnittshøyde på om lag 7 m.o.h. Topografien i svingeldynene karakteriseres av «sandkuler» med etablert bunn- og feltsjikt. Av artsinnslag har svingeldynene det største artsmangfoldet i studieområdet. Bunnsjiktet domineres av engkransmose og matteflette, mens feltsjiktet dominert av rødsvingel, sandsvingel, hvitkløver, løvetann, sandvier, marehalm (steril), strandrug, sisselrot, kystengkall osv. Sonen har også innslag av rødlistearter, herunder sandnattlys (kategorisert som *sårbar* på den norske rødlisten fra 2011). Når det gjelder menneskelig påvirkning, har svingeldynene et stort nettverk av turstier. Hovedstiene har flere steder erodert bort all vegetasjon, og preges av naken sand. Den sørlige halvdel av svingeldynene utgjør store deler av områdets plantefredningsområde (i det påfølgende naturtypekartet definert som en rød linje som omfatter *plantefelt*, *dyneeng*, og videre vestover gjennom de ytre sonene).



Figur 5.4: Svingeldyner med primærdyner i forgrunnen. Foto: Anders Lundberg.

5.1.5 Dyneeng (W2b)

Svingeldynene grenser i sør-øst mot et gjerde som definerer avgrensningen mot en dyneeng. Området har et samlet areal på 3,4 hektar. Naturtypen utgjør de sør-østlige delene av plantefredningsområdet, og definerer en overgangssone mellom det naturlige sanddynelandskapet i vest, og kulturpåvirkede arealer i øst. Topografisk karakteriseres dyneengen av et duvende bakdynelandskap med en gjennomsnittlig høyde på om lag 7 m.o.h. Lengst i øst skråner dyneengen slakt oppover mot en voll på om lag 12 m.o.h. Vollen går under navnet *Rindi*, og er en fossil strandrygg. I henhold til vegetasjon, har dyneengen et tykkere humuslag og karakteriseres av bunnsjikt og feltsjikt. Bunnsjiktet domineres av matteflette i ytterkantene. Feltsjiktet er sluttet, og domineres av rødsvingel, ryllik, blåklokke, tiriltunge, løvetann gulmaure og kystfrøstjerne. Området har også et påfallende innslag av strandrug og landøyda i bakre deler, samt sporadisk innslag av geiterams. Sørvest i dyneengen ligger en hytte omkranset av tett sitkagran.



Figur 5.5: Strandrug og sitkagran i dyneengen (t.v.). Stormvollen Rindi med dominans av landøyda (t.h.). Foto: Anders Lundberg.

5.1.6 Dynetrau (W4)

I sentrale deler av svingeldynene opptrer karakteristiske dynetrau. Dynetrauene ligger lavere enn det omkringliggende landskapet. Vegetasjonen i dynetrauene er forholdsvis artsfattig, men domineres av spesialiserte arter som tåler neddykking. De dominerende artene er representert ved sandsiv, sandvier og rødsvingel. Dynetrauene utgjør totalt 0,47 hektar av det totale arealet. I tørre perioder er dynetrauene deler av stinettverket, men blir oversvømt utover høsten.

5.1.7 Kantkratt (F5)

I nordvest, langs grensen til dyrket mark, domineres svingeldynene av karakteristiske høyereliggende voller dominert av geiterams og hundekjeks. Vollene ligger i gjennomsnitt 1-2 m. høyere enn resten av svingeldynene, og utgjør om lag 0,18 hektar. I sør domineres kantkrattvegetasjonen av rynkeroseutforming (F5f), og ligger plassert langs gjerdet mot dyrket mark. Rynkerosefeltet ligger plassert i ytre deler av plantefredningsområdet, og karakteriseres av svært tett vegetasjon. Rynkerosefelt er for øvrig også å finne i primærdynene, men utgjør et betydelig mindre areal. Totalt areal av rynkerosefelt utgjør 0,17 hektar.



Figur 5.6 : Oversvømt dynetrau (t.v.). Rynkerose-utforming sør i svingeldynene (t.h). Begge bildene er tatt mot nord.

5.1.8 Plantefelt (I7)

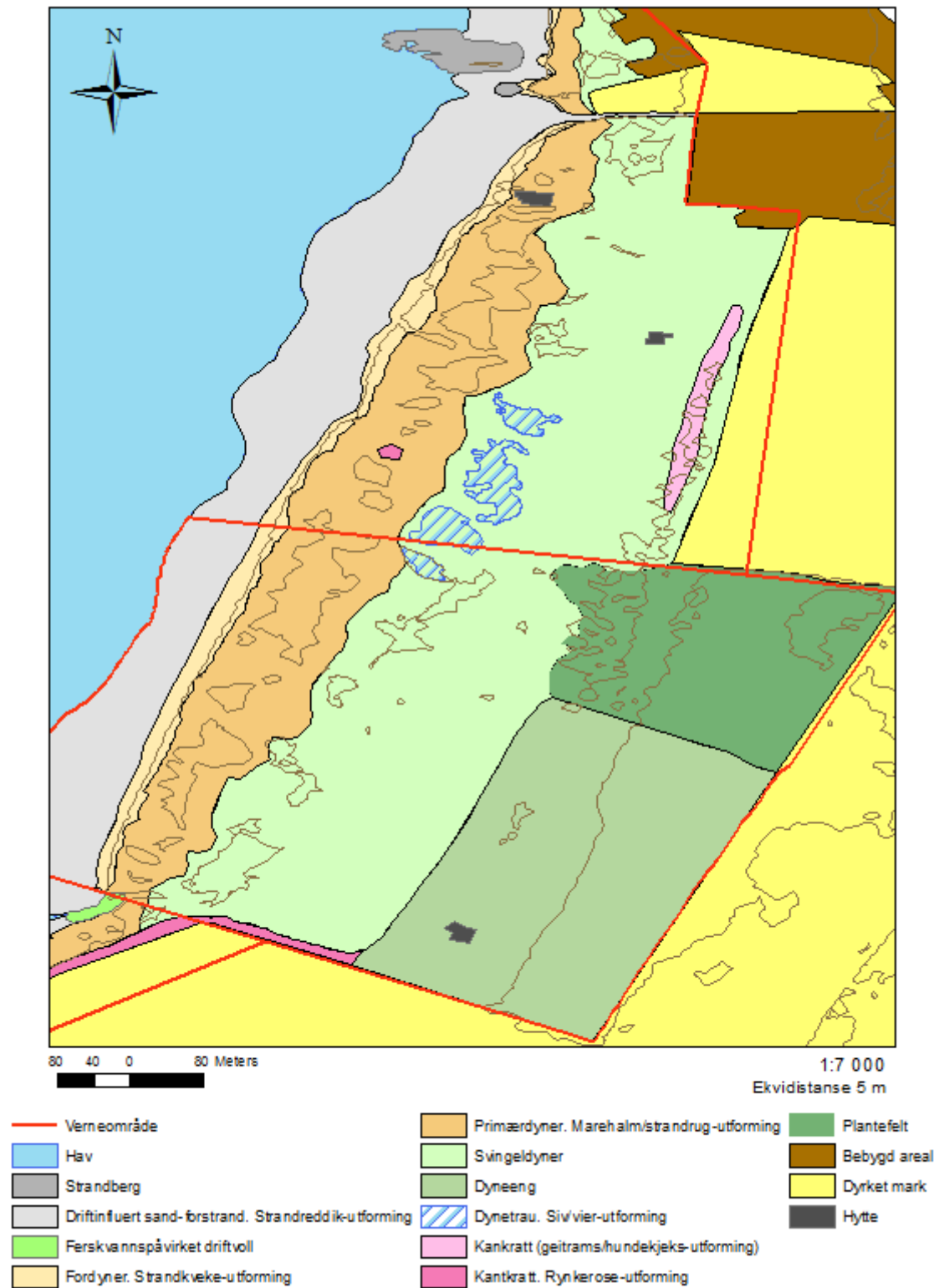
I nord grenser dyneengen mot et plantefelt. Plantefeltet har et areal på omlag 3 hektar. Plantefeltet grenser til svingeldynene i vest, men er omlag 3 m.o.h høyere (ca 10 m.o.h). I øst grenser plantefeltet mot dyrket mark, mens plantefeltets nordlige grense utgjør nordlig grense for plantefredningsområde. Plantefeltet domineres av furu og gran i tresjiktet og buskfuru og bringebær i busksjiktet. I østlige deler av plantefeltet finnes innslag av kystlynghei representert ved røsslyng, men bare i spredte forekomster. Ettersom plantefeltet består av tett og ufremkommelig vegetasjon i alle sjikt, er naturtypen ikke undersøkt utover dette.



Figur 5.7: Grensen mellom dyneeng og plantefelt. Bilde er tatt mot vest.

Tabell 5.2: Oversikt over kartlagte naturtyper i studieområdet, inkludert naturtypekoder i Fremstad (1997) og NiN.

Fremstad (1997)	Kode	NiN	Areal (Ha)
<i>Driftinnfluert sand-forstrand. Strandreddik-utforming</i>	V4a	S6	5,1
<i>Fersvannspåvirket driftvoll</i>	V3	S3	0,04
<i>Fordyner. Strandkveke-utforming</i>	V6a	T13 (1)	1,6
<i>Primærdyner. Marehalm/strandrug-utforming</i>	V7a/b	T13 (1)	5,5
<i>Svingeldyner</i>	W1	T13 (3)	11,0
<i>Dyneeng</i>	W2	T4 (8)	4,8
<i>Dynetrau. Siv/vier-utforming</i>	W4a/c	T13 (5)	0,47
<i>Kantkratt (geitrams/hundekjeks-utforming)</i>	F5	T4 (11,12)	0,18
<i>Kantkratt. Rynkerose-utforming</i>	F5f	T4 (11,12)	0,17
<i>Plantefelt.</i>	I7	-	3,4



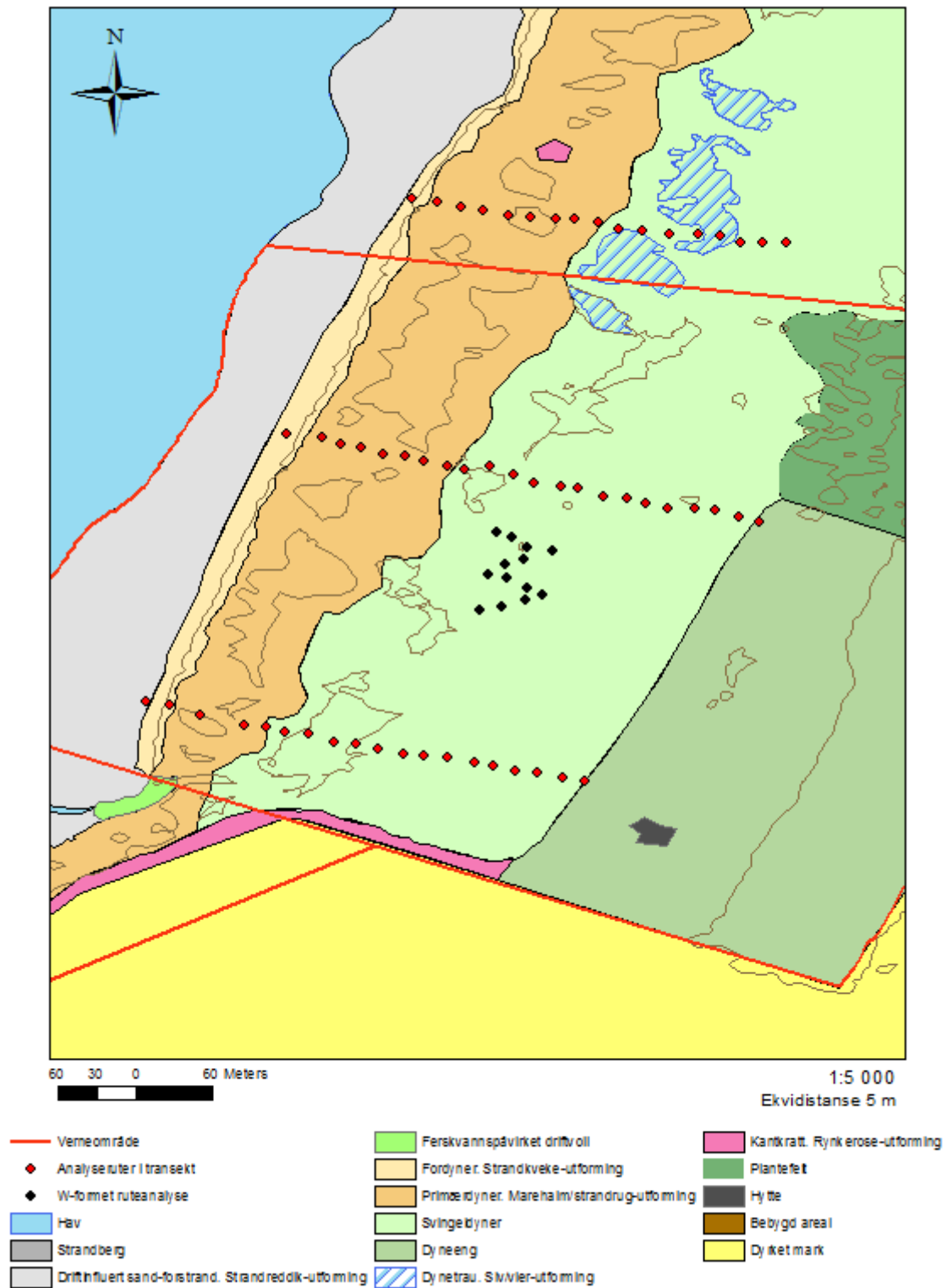
Figur 5.8: Naturtypekart over Skarasanden.

5.2. Vegetasjonsstruktur i sanddynekomplekset

5.2.1 Transektanalyse av vegetasjonsstruktur

Figur 5.9 viser en oversikt over fordelingen av tre transekter og en W-formet ruteanalyse. Hvert punkt (røde punkt i transekt og svarte i W-form) representerer 1x1 m analyseruter. Ruteanalysene i transektet er foretatt diskontinuerlig, med et intervall på 10 m mellom hver analyserute. Som vi ser er transektene plassert lineært fra ytre deler av sanddynekomplekset, mot indre deler av komplekset. Transektet går gjennom ulike soner, ettersom målet var å fange inn miljøforholdene langs gradienten. På karet ser man tydelig andelen ruter i hver sone. Svingeldynene innebefatter majoriteten av analyseruter ettersom denne sonen er arealmessig størst. Primærdynesonen har et mindre antall ruter, avhengig av hvor sonene er bredest. Den smale fordynesonen har derimot bare 1-2 analyseruter i hvert transekt. Når det gjelder den W-formede analysen består denne av 13 analyseruter, og er lokalisert mellom det midtre og det sørligste transektet. Analyserutene fungerer som et supplement til transektene, og er ment å fange opp artsmangfoldet sentralt i plantefredningsområdet.

Jeg vil det følgende påpeke tendenser i transektanalysene. Datamaterialet er presentert i tabeller, etterfulgt av to ordinasjonsdiagram som presenterer trender ved ruteanalysene i kombinasjon. Transektene er betegnet ut ifra rekkefølgen de ble registrert i felt. Det nordligste transektet; transekt 1, det sørligste; transekt 2, og det midtre; transekt 3. W-analysen blir presentert i samme type tabell som transektene. Tabellene har ulikt antall kolonner, bestemt av antallet analyseruter i hvert transekt, men har en felles venstrekolonne som viser de målte miljøvariablene, og hvilke arter som er representert. Sett bortifra mål på sjiktenes høyde i cm, er alle øvrige data oppgitt i prosent. Øverst i hver kolonne står en forkortelse for hvilken sone rutene tilhører. Sd = Svingeldyne, Pd = Primærdyne og Fd = Fordyne.



Figur 5.9: Oversikt over transekt.

Tabell 5.2: Prosentvis dekningsgrad og sjiktning i transekt 1. Transektet strekker seg fra øst mot vest.

Transekt 1																
Sone	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Pd	Pd	Pd	Pd	Pd	Pd	Pd	Fd
Bunnskjikt %	60	20	0	90	100	15	0	20	15	30	10	0	0	0	0	0
Bunnsjikt cm	5	2	0	5	3	2	0	3	2	5	2	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	100	90	50	90	100	100	100	100	100	70	30	20	10	0	20
Feltsjikt cm	40	30	20	10	25	60	50	30	30	40	30	30	30	40	0	20
Engkransmose	40	20	0	60	90	10	0	15	15	20	10	0	0	0	0	0
Matteflette	20	0	0	0	10	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Dynehårstjerne	0	0	0	30	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
Strandkveke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
Strandrug	0	0	0	0	2	20	30	20	5	5	0	20	0	0	0	0
Marehalm	0	0	0	2	5	60	10	10	20	25	50	0	10	10	0	0
Rødsvingel	60	20	50	5	30	35	60	40	40	30	0	0	5	0	0	0
Engrapp	20	10	0	10	30	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandstarr	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hårsveve	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skjermesveve	0	0	0	0	15	10	15	10	20	0	0	0	2	2	0	0
Løvetann	0	0	2	2	10	15	10	5	10	0	10	2	0	0	0	0
Hvitkløver	0	10	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gulmaure	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kystengkall	20	20	2	2	1	5	5	20	2	0	0	0	0	0	0	0
Beitesveve	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kystfrøstjerne	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandskolm	0	0	0	5	0	10	0	10	15	25	0	10	5	0	0	0
Hestehov	0	0	0	5	0	0	0	10	20	20	10	0	0	0	0	0
Hundekjeks	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0
Vendelrot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Sandvier	0	30	40	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Groblad	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sisselrot	0	0	0	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Øyentrøst	0	15	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bjørk	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Transektet består av 16 analyseruter. Fordelingene i henhold til sone er følgende: Sv: 8, Pd: 7, Fd: 1. Som vi leser ut av tabellen, har transektet et beskjedent innslag av bunnsjikt. Unntaket er midtre deler av Sd, der bunnsjiktet i to ruter dekker 90-100 %. Av moser er enkransmose mest utbredt. Høyden på bunnsjiktet varierer fra 2-5 cm. Transektet har et sammenhengende feltsjikt, der majoriteten av analyseruter har 100 % dekningsgrad. Unntaket er tre ruter i Sd, og ytre deler av Pd. Høyden på feltsjiktet har et gjennomsnitt på 30-40 cm, men synker ytterst i komplekset,

der nest ytterste analyserute har totalt fravær av vegetasjon. Artsmangfoldet varierer ut ifra hvor i transektet man befinner seg. Sd domineres ikke overaskende av rødsvingel. Av andre dominerende arter finner vi engrapp, skjærmsveve, løvetann og kystengkall. To av rutene i baklandskapet domineres av sandvier. Fra midtre deler av Sd suppleres arts mangfoldet av marehalm, strandrug strandskolm og hestehov. Artssammensetningen er rikest fra midten av Sd, til midten av Pd. Herifra synker antallet arter. Enkelte ruter i ytre deler av transektet er helt vegetasjonsløse.

Tabell 5.3: Prosentvis dekningsgrad og sjiktning i transekt 2. Transektet strekker seg fra øst mot vest.

Transekt 2																			
Sone	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Pd	Pd	Pd	Fd	Fd
Bunnskjikt %	100	90	0	0	20	90	5	0	30	0	70	5	5	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	5	5	0	0	5	2	2	0	5	0	2	2	2	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	100	100	100	100	80	100	100	100	100	90	65	90	100	100	50	0	0	0
Høyde cm	20	30	40	40	30	15	15	30	20	20	10	15	5	10	10	20	0	0	0
Matteflette	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dynehårstjerne	60	0	0	0	0	45	5	0	30	0	20	5	5	0	0	0	0	0	0
Engkransmose	40	90	0	0	0	45	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandrug	5	2	40	35	10	10	10	15	15	2	0	20	0	5	0	0	0	0	0
Marehalm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	30	0	0	0
Rødsvingel	60	30	25	30	55	30	15	75	20	2	10	10	25	0	60	0	0	0	0
Engrapp	5	10	0	0	0	2	2	2	10	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Krekling	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	10	0	0	0	0	0	0	0
Skjærmsveve	5	5	2	0	15	5	20	0	5	2	0	5	0	0	0	0	0	0	0
Løvetann	2	0	0	0	5	2	5	5	5	5	2	0	15	0	20	0	0	0	0
Hvitkløver	0	25	0	0	0	2	0	0	10	40	5	0	30	60	0	10	0	0	0
Geitrams	0	5	10	15	0	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	0	0
Gulmaure	10	10	0	0	5	0	0	0	0	0	2	5	2	0	0	0	0	0	0
Kystengkall	0	0	0	0	10	15	2	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandskolm	0	0	0	0	0	10	0	0	5	0	0	0	0	0	15	10	0	0	0
Åkerdylle	0	0	0	0	0	0	0	2	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hestehov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Bitterbergknapp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0
Lupin	5	0	10	0	0	5	15	2	15	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandvier	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	30	10	20	30	5	0	0	0	0
Sisselrot	10	30	15	20	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Transektet 2 består av 19 analyseruter, hvor fordelingen i henhold til sone er følgende: Sd: 14, Pd: 3, Fd: 2. Hvis vi ser på fordelingen av bunnskjikt i transektet, ser vi at prosentandelen er høy

i de to innerste analyserutene av transektet, for deretter å være fraværende i de to neste. Videre har bunnsjiktet en tilfeldig fordeling gjennom Sd, før det blir fraværende i Pd og Fd. Høyden på bunnsjiktet varierer fra 2-5 cm. I rutene hvor bunnsjikt er representert, dominerer engkransmose og dynehårstjerne. matteflette er kun representert i en av rutene sentralt i Sd. Transektet har et jevnt og stabilt feltsjikt, da majoriteten av ruter har dekningsgrad på 100 %. Unntaket er mot slutten av Sd, der feltsjiktet i en av rutene har dekningsgrad på 65 %. Feltsjiktet er stabilt inn i Pb, men tar brått slutt i ytre deler. Fd mangler feltsjikt gjennom hele sonen. Når det gjelder dominerende arter, ser transektet ut til å ha et jevnt innslag av rødsvingel gjennom Sd. Strandrug er også hyppig representert i sonen, men er fraværende i Pd. I indre deler av Sd er sisselrot og gulmaure jevnt representert, mens midtre deler har hyppig innslag av kystengkall, skjermesveve og lupin og løvetann. I Pd dominerer strandkolm rutene, mens fd har fravær av vegetasjon i begge analyserutene.

Tabell 5.4: Prosentvis dekningsgrad og sjikning i transekt 3. Transektet strekker seg fra øst mot vest.

Transekt 3																						
Sone	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Pd	Pd	Pd	Pd	Pd	Pd	Fd
Bunnskjikt %	10	0	20	10	90	60	50	80	60	60	60	40	20	20	70	60	60	40	20	20	50	0
Høyde cm	5	0	5	5	5	5	2	5	5	2	5	2	5	2	0	0	2	0	2	2	2	0
Feltskjikt %	60	95	90	100	100	100	100	80	80	80	70	60	90	100	90	40	90	90	80	100	5	0
Høyde cm	20	20	30	30	20	10	20	20	15	20	10	15	20	20	40	15	20	20	40	25	30	0
Dynehårstjerne	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	25	0	0	20	30	30	20	0	20	0	0
Matteflette	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	15	20	20	30	30	30	20	20	0	0	0
Engkransmose	10	0	20	10	90	60	25	80	40	60	60	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0
Lav	0	0	0	0	0	0	0	2	0	5	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0
Strandrug	5	15	20	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Marchalm	2	0	0	15	5	10	10	2	0	5	5	25	20	30	40	10	15	25	30	50	0	0
Rødsvingel	2	0	25	25	10	5	20	15	20	35	25	10	30	30	0	5	60	40	40	40	0	0
Engrapp	2	0	0	0	0	5	5	5	5	2	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Hårsveve	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	2	10	2	0	0	0	0	0	0
Skjermesveve	0	5	0	0	5	5	0	10	10	2	2	2	10	15	10	10	5	5	0	0	0	0
Geitrams	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Løvetann	2	5	0	0	5	2	0	5	5	5	5	2	2	10	5	2	2	5	2	0	0	0
Hvitkløver	2	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gulmaure	25	0	5	0	20	0	5	0	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kystengkall	2	0	0	2	5	2	15	15	5	2	10	2	15	0	5	0	0	0	0	0	0	0
Rundskolm	0	0	0	0	0	0	2	15	15	5	5	10	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
Strandskolm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	5	5	5	15	10	5	0	0
Hestehov	2	2	0	0	0	0	10	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bitterbergknapp	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	5	2	2	0	0	0	0	0
Lupin	2	0	10	0	10	20	5	5	0	10	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandvier	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Groblad	2	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sisselrot	15	0	25	50	0	0	15	10	0	15	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Landøyda	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tunrapp	0	60	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rødjonsokkblom	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Øyentrøst	0	0	0	0	0	2	0	0	5	0	2	2	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandkjempe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vanlig arve	0	0	0	0	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Storblåfjør	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hundekjeks	0	0	0	0	0	0	15	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Åkerdylle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	10	2	0	2	2	5	5	0
Strandreddik	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0

Transektet 3 består av 22 analyseruter, der den romlige fordelingen i henhold til soner er følgende; Sd: 14, Pd:7, Fd:1. Transektet har et jevnt innslag av bunnsjikt, som strekker seg gjennom hele Pd. Unntaket er nest innerste rute i Sd samt den ene ruten i Fd. Dekningsgraden er høyest i sentrale deler av Sd, og i første halvdel Pd. Høyden varierer fra 2-5 cm. Av arter i bunnsjiktet forekommer engkransmose hyppigst i Sv, men blir avløst av matteflette i Pd. Ytterst i Pd er det registrert innslag av lav. Feltsjiktet er spesielt stabilt i første halvdel av svingeldynene, der seks analyseruter på rad har dekningsgrad på 90-100 %. Videre forholder dekningsgraden seg i gjennomsnitt på rundt 80 % frem til Fd-grensen, hvor vegetasjonen tar slutt. Høyden på sjiktet i Sd ligger rundt 20 cm, mens enkelte analyseruter i Pd ligger på rundt 40 cm. Når det gjelder artsmangfoldet, har rutene i svingeldynene som i de andre transektene, et jevnt innslag av rødsvingel. Andre dominerende arter er sisselrot, lupin, kystengkall, løvetann, rundskolm og skjermesveve. Strandrug forekommer også hyppig, men helst i indre deler. Pd har et jevnt innslag av marehalm, løvetann og strandskolm.

Tabell 5.5: Prosentvis dekningsgrad og sjiktning i W-formet ruteanalyse.

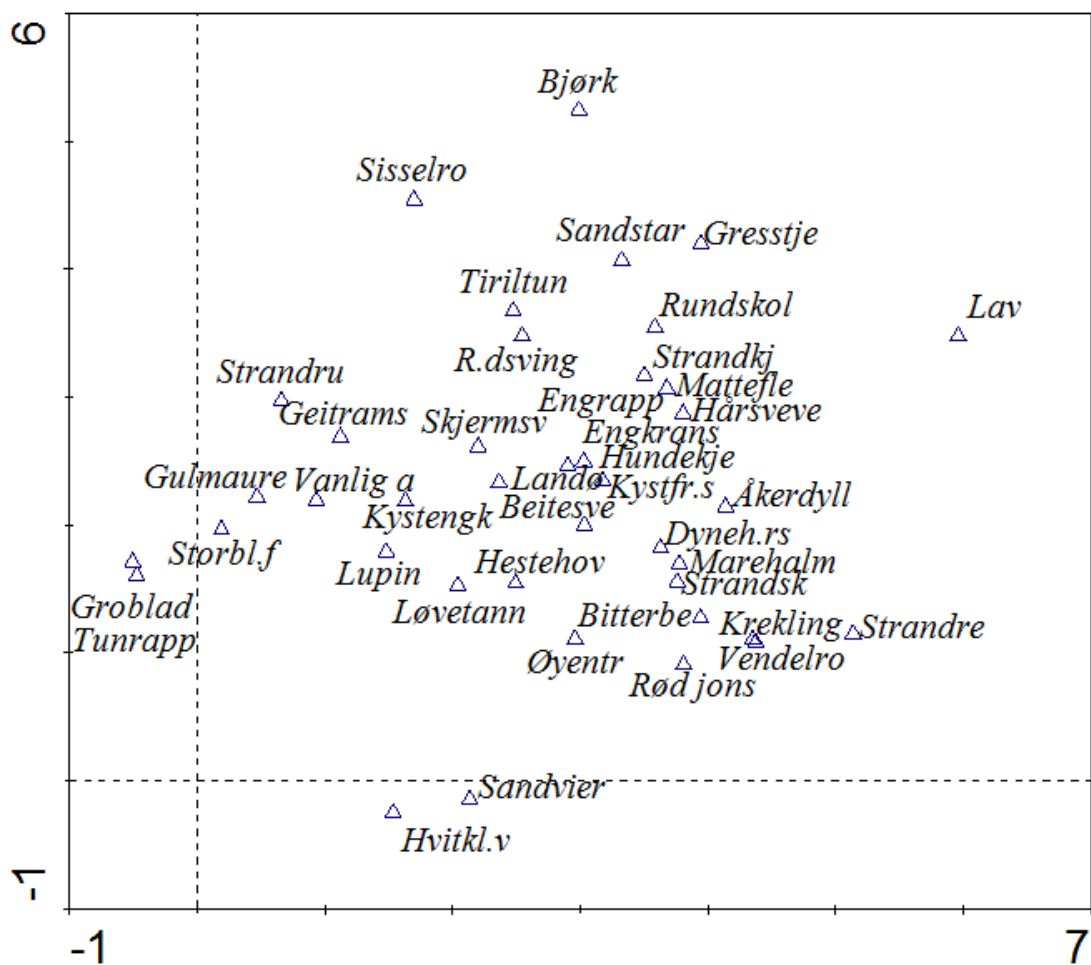
W-formet ruteanalyse													
Sone	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd
Bunnskjikt %	90	70	80	90	80	100	10	70	100	80	80	20	50
Høyde bunn cm	2	2	2	2	2	5	2	2	5	5	5	2	2
Feltskjikt %	80	60	80	100	80	90	80	80	100	90	90	90	80
Høyde felt cm	10	10	15	20	15	15	10	10	10	15	25	10	5
Engkransmose	65	0	10	90	65	0	0	0	50	40	40	0	0
Matteflette	25	70	70	0	10	80	5	40	50	40	20	10	25
Dynehårstjerne	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	20	10	25
Lav	1	0	2	0	5	20	0	30	0	0	0	0	0
Marehalm	10	10	10	20	10	10	10	5	10	2	15	5	5
Strandrug	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Rødsvingel	55	10	15	0	40	50	45	15	5	15	20	40	50
Engrapp	2	2	5	5	2	5	0	10	2	0	0	10	2
Skjermesveve	5	5	10	10	5	10	2	10	5	5	5	5	0
Strandskolm	2	0	5	5	0	5	5	0	15	0	5	5	15
Vanlig arve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
Hårsveve	5	5	5	10	5	5	10	5	10	0	0	0	2
Gresstjerneblom	2	0	0	0	2	2	0	2	0	0	2	0	5
Rundskolm	2	0	2	2	0	0	5	2	10	0	0	0	0
Gulmaure	0	0	0	0	0	1	1	5	2	0	5	15	0
Hestehov	1	0	5	2	0	0	0	0	0	5	0	0	1
Sandvier	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tiriltunge	0	10	0	0	0	0	0	0	0	20	0	10	0
Løvetann	0	5	5	10	2	5	0	5	0	2	15	2	2
Tunrapp	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kystengkall	0	0	2	5	0	2	0	5	0	50	15	0	0
Hvitkløver	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sisselrot	0	0	2	5	10	5	0	0	0	0	0	0	0
Øyentrøst	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Åkerdylle	0	0	0	2	0	0	0	5	0	0	2	5	0
Sandstarr	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	2	0
Bitterbergknapp	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandkjempe	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
Krekling	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0
Landøyda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0

Tabell 5.5 representerer W-analysen gjort i svingeldynene. Analysen inneholder 13 analyseruter. Analyserutene har alle innslag av bunnsjikt, og de fleste med en dekningsgrad på over 70 %. Høyden på bunnsjiktet er derimot lavt, rundt 2 cm. Dominerende arter i bunnsjiktet er matteflette og engkransmose, der førstnevnte er hyppigst representert. Feltsjiktet har jevnt over en dekningsgrad fra 80-100 %, med ett unntak på 60 %. Høyden på feltsjiktet varierer fra 10-25 cm, med ett unntak på 5 cm. Artsmangfoldet i analyserutene teller totalt 30 arter, der de mest dominerende er rødsvingel, marehalm, skjermveve, strandskolm, hårsveve og løvetann. Andre dominerende arter er krekling og kystengkall. Disse har derimot høy dekningsgrad i kun en rute hver.

5.2.2 Resultater av ordinasjon

Transektanalysene ble etter endt feltarbeid analysert ved ordinasjon. Som beskrevet i kapittel 4, benyttes ordinasjon med formål å påvise et mønster i datamaterialet. Det ble foretatt to analyser, en DCA-analyse med kun arter, og en CCA-analyse inkludert miljøvariabler (prosentvis dekke av sjikt, og høyde i cm.). Begge analysene ble utført i Canoco. I forkant av ordinasjonen ble arten strandkveke tatt ut, ettersom arten kun er representert en gang, og i tillegg står som eneste art i analyseruten. Avviket er sammenliknet med de andre observasjonene såpass stort, at arten ikke var hensiktsmessig å inkludere i analysen.

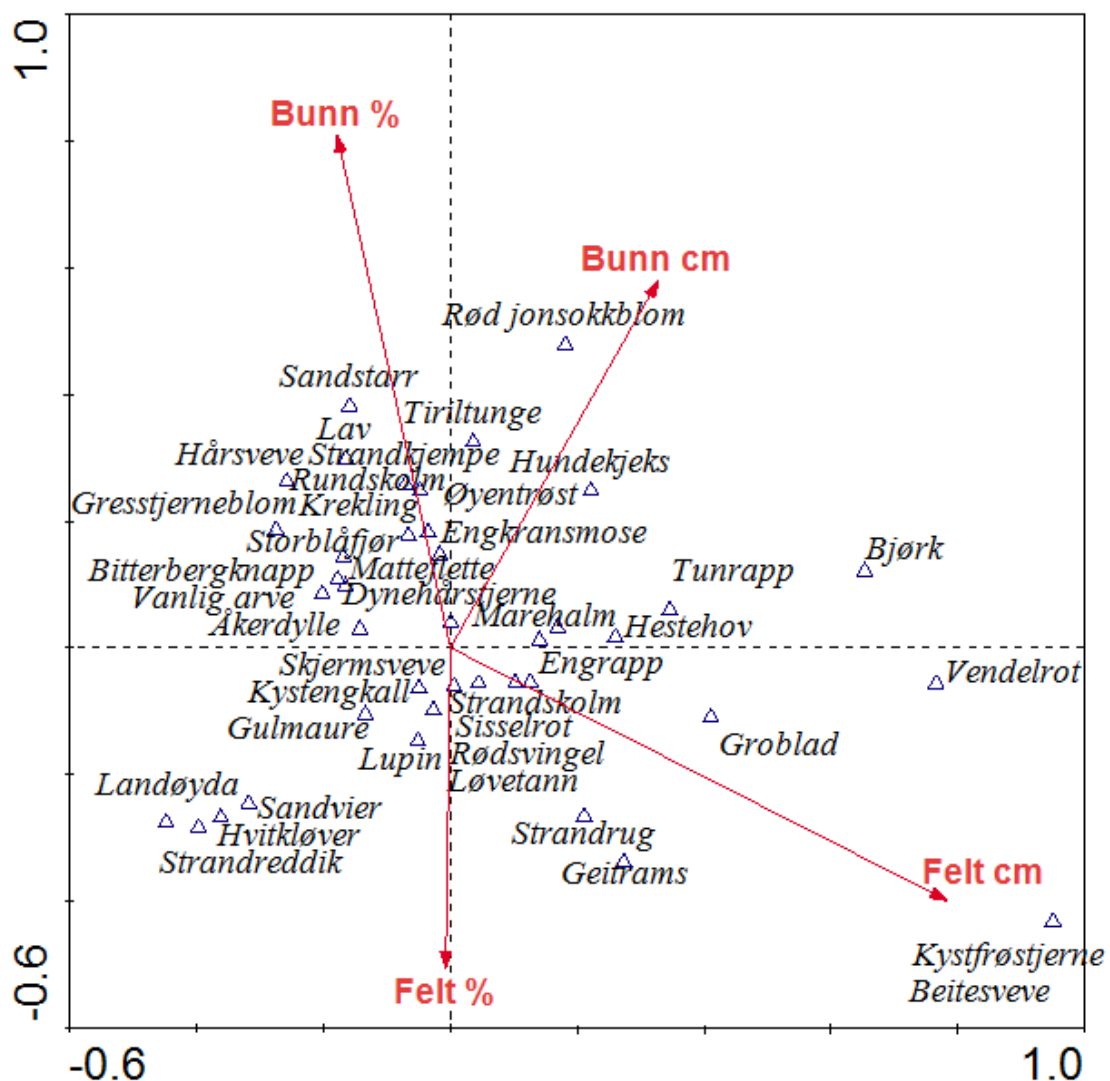
DCA-analysen er som nevnt en sammenslåing av alle artsobservasjonene i samtlige transekt. Som nevnt i kapittel 4, vil arter med de samme økologiske preferansene ofte opptre sammen i analyserutene, og derfor sammen i ordinasjonsdiagrammet. Skjeldnere arter, gjerne med sære miljøpreferanser (som gjerne opptrer i enkelttilfeller), vil derimot ligge mer spredt. Tar vi utgangspunkt i mosene, ser vi at disse ligger plassert nær hverandre, noe som skyldes felles opptreden i flere analyseruter. Av arter i spesifikk tilknytning til mosene, finner vi engrapp, hårsveve, strandkjempe og hundekjeks. De tre sistnevnte opptrer sammen ettersom alle opptrer sjelden, og enkelte i samme analyserute. Av andre arter som ligger tett, finner vi marehalm, skrandskolm, og bitterbergknapp. Dette skyldes artenes tilknytning til primærdynene. Av arter som avviker fra resten, finner vi groblad og tunrapp, som i svingeldynene opptrer sjelden men i kombinasjon, og sandvier og hvitkløver, som opptrer sjelden men med høy dekningsgrad. Karakteristikken av sjelden opptreden men høy dekningsgrad, gjelder også for lav (over 50 % dekningsgrad i en av få ruter). Når det gjelder bjørk, avviker arten ettersom den opptrer i en enkelt analyserute med 20 % dekningsgrad.



Figur 5.10: Resultat av ordinasjon ved DCA.

En CCA analyse vil som nevnt påvise samsvar mellom miljøvariabler og arter, der arter ved pilenes (variabelens) startpunkt indikerer lav korrelasjon, mens arter plassert ved pilens ende, eller forbi denne, indikerer høy korrelasjon. Tar vi utgangspunkt i bunnsjiktsvegetasjonen (engkransmose, matteflette, dynehårstjerne og lav), ligger disse plassert nær hverandre, og ved bunnsjiktsaksenes startpunkt. Plasseringen indikerer liten korrelasjon med variabelen, noe som bekreftes av artenes varierende dekningsgrad og høyde, samt varierende representasjon gjennom transektet. Ser vi på tilsvarende tendens i feltsjiktet, finner vi flere arter, herunder strandskolm, sisselrot, rødvingel og løvetann. Artene er alle hyppig representert gjennom transektet, og opptrer både ved lav og høy dekningsgrad, og ved varierende høyde. Av andre arter i relasjon finner vi landøyda, sandvier, hvitkløver og strandreddik. Artene knyttes til aksene for feltsjikt %, da artene knyttes til få ruter med høy dekningsgrad. Samme tendens ser vi hos

sandstarr, krekling, rundskolm, strandkjempe og tiriltunge. Artene ligger plassert langs aksen for *bunnsjikt %*, ettersom artene opptrer sjelden, og med noenlunde likt bunnsjikt i rutene. Ser vi på artene med påfallende positiv korrelasjon med variablene, finner man kystfrøstjerne og beitesveve mest iøynefallende. Artene opptrer forbi aksen for *feltsjikt cm*, en indikasjon på et karakteristisk høyt eller lavt feltsjikt i analysrutene. Sammenlikner man plasseringen i diagrammet opp mot tabellene, finner man begge artene representert i en enkelt analyserute med 60 cm feltsjikt (transekt 1). Av andre arter med samme tendens finner vi eksempelvis vendelrot og bjørk (en enkelt analyserute med høyt feltsjikt).



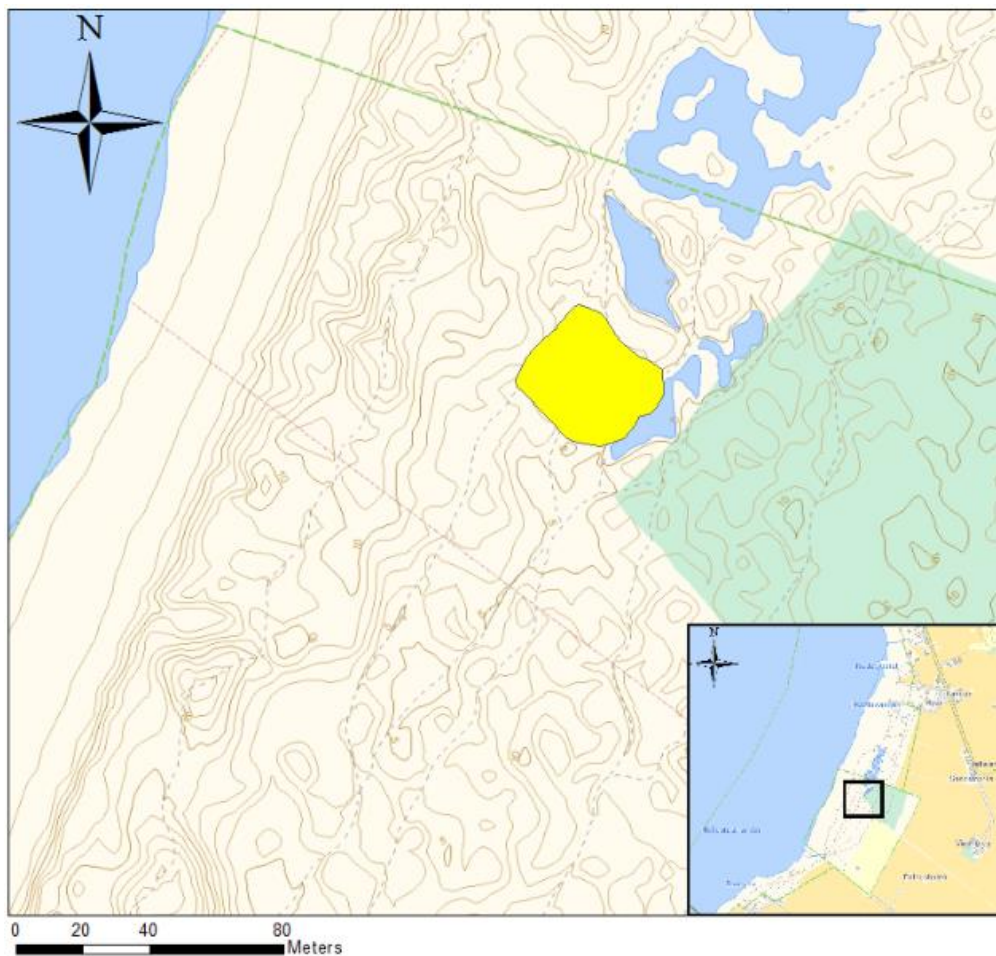
Figur 5.11: Resultat av ordinasjon ved CCA.

5.2.3. Utbredelse av sandnattlys

Gjennom strukturert befarings i svingeldynene ble det registrert flere forekomster av rødlistearten sandnattlys (*Oenothera ammophila*). Ettersom arten er vurdert VU (sårbar) på den norske rødlista, valgte jeg å kartlegge artens utbredelse. I løpet av feltperioden talte jeg 53 individ. Utbredelsesområdet ligger innenfor plantefredningsfeltet i svingeldynene og er om lag 1170 m² stort. Det ble ikke registrert forekomster av arten utenfor feltet.



Figur 5.12: Sandnattlys på Skarasanden



Figur 5.13: Oversikt over utbredelse av sandnattlys.

5.3. Analyse av erosjon og dynefrontstabilitet

Ettersom hovedproblemstillingen for oppgaven berører landskapsendring gjennom historien, vil jeg i det følgende presentere en serie flybilder over studieområdet fra ulike tiår. Flybildene vil deretter bli gitt en tolkning med fokus på naturtypenes romlige fordeling, vegetasjonsstruktur, og erosjonsgrad. Variablene i kombinasjon vil gi en indikasjon på naturtypenes tilstand gjennom historien. Det vil deretter bli presentert en nøyere analyse av dynefrontstabiliteten gjennom historien. Årstallene for analysen er som nevnt i kapittel 4; 1937, 1963, 1979, 1989 og 2009.

5.3.1. Generelle erosjonstendenser

1937: Flybildet viser en påfallende lav vegetasjonstetthet. Vegetasjonsstrukturen kommer til uttrykk gjennom utallige sandkuler i et sanddynelandskap dominert av naken sand. Skardasanden har pr 1937 ingen klar definisjon i henhold til sonering, da dynefronten preges av vegetasjonsfelt med en udefinert fordynesone. «Dynefronten» ser ut til å være mest påvirket av erosjon i nord, da dynefronten i sørlige deler har et noe tettere vegetasjonsdekke. Spesielt påfallende i henhold til vegetasjonsdekke er bakre deler av det som i dag utgjør svingeldyner, der området karakteriseres av sammenhengende belter av naken sand fra nord til sør. Som vi kan se, har området på tidspunktet også fravær av både dynetrau og plantefelt. Når det gjelder grenser, mangler området på tidspunktet klare avgrensinger mellom dyrkede og udyrkede arealer. Dette gjelder først og fremst i nord. Fra midtre deler av området og sørover, ser vi en tydeligere avgrensing, der noen av grensene mot jordbruksarealer faktisk definerer skillet den dag i dag.

1963: Sammenlikner vi karakteristikkene fra 1937 med flybildet fra 1963, ser vi en helt annen situasjon. Den største endringen ser vi i henhold til vegetasjonsdekke, da området pr 1963 har et mer eller mindre sluttet feltsjikt. Vegetasjonstettheten kommer også til uttrykk gjennom stinettverket, som på tidspunktet er mer eller mindre fraværende. Unntaket ser ut til å være sør i området, der stinettverket defineres gjennom sporadiske og usammenhengende stier. Svingeldynene har siden 1937 også utviklet dynetrau. Som vi ser dominerer naturtypen først og fremst nordlige områder, og lå på fototidspunktet under vann. Ser vi på dynefronten, har denne blitt klarere definert siden 1937, men preges likevel av nakne erosjonsfelt gjennom utblåsninger (fra fordynene og inn i primærdynesonen). Andre erosjonstendenser finner vi i nord, der et stort sandtak strekker seg fra dyrkede arealer og over i svingeldynene. Sør for sanduttaket har et

plantefelt nylig etablert seg, men karakteriseres av et spredt tresjikt. Når det gjelder dyneengen i sør, kan vi i 1963 observere tendenser til kultivering, da man i nordre deler kan skimte hjulspor, og sporadisk naken sand. Ser vi avgrensning mot andre arealer, har dette blitt klarere definert siden 1937, noe som spesielt gjelder avgrensningen mot jordbruksarealer.

1979: I 1979 ser vi en tilsvarende vegetasjonstetthet som i 1963, men med et betydelig større preg av stinettverk og tråkk. Særlig karakteristisk er stinettverket i midtre/bakre deler av svingeldynene fra nord mot sør, samt stien opp mot hytta i sør. Ser vi på dynefronten, er denne tilsvarende uetablert som i 1963, og preges av tydelige blowouts i primærdynene. Ser vi på dyneengen, bærer arealet tydeligere preg av kultivering, da arealet bærer preg av å ha blitt slått. Plantefeltet nord for dyneengen er tettere enn i 1963, og er i ferd med å ekspandere ut i svingeldynene. Ser vi på sandtaket som var dominerende i 1963, er dette nå planert ut og utgjør dyrket mark. Likevel ser vi tydelig hvor uttaket av sand har foregått, ettersom vegetasjonsdekket har lav dekningsgrad. Samtidig kan vi observere et nytt dominerende felt av naken sand like nord for det opprinnelige.

1989: Den største endringen siden 1979 defineres gjennom vegetasjonens lave dekningsgrad. Som vi ser, domineres svingeldynene av store vegetasjonsløse områder, da særlig i ytterste halvdel av dynekomplekset. Dynefronten er på ingen måte etablert, og preges av store blowouts langt inn i svingeldynene. Ser vi på sandtaket som i 1963 lå i grensen mellom dyrket mark og svingeldyner, er dette planert ut, og tydelig avgrenset fra svingeldynene (i bildet markert med tusj). Derimot ser hele det planerte arealet ut til å bestå av naken sand. Når det gjelder det større feltet av sand i nord (fra 1979), er også dette planert ut, samtidig som vi fortsatt kan se spor. Når det gjelder plantefeltet, ser vi omtrent samme mønster som i 1979, mens man i dyneengen ser en tendens til høyere dekningsgrad, og et mer spredt vegetasjonsmønster.

2009: De historiske flybildene viser store landskapsendringer gjennom 80 år, der de største variasjonene kan knyttes til dynefrontdynamikk, grad av erosjon i bakdynelandskapet (stier og tråkk) og vegetasjonsstruktur innad i naturtypene. I 2009 er fordynefronten for første gang veletablert. Dynefronten er preget av et jevnere vegetasjonsdekke, der blowouts ikke dominerer i like stor grad. Svingeldynene hadde i 2009 klart definerte dynetrau, som på fototidspunktet lå under vann. Ser vi på stinettverket, har dette derimot nettverket ekspandert de siste 30 år, noe som fremgår av nettverket i både svingel- og primærdynene. Den dominerende stien i tilknytning til hytten (fra 1979) er derimot mindre markert. Ser vi verneområdet i henhold til tilgrensende arealer, ser vi at området pr 2009 har de samme avgrensningene som tidligere, men

med tydeligere skiller. Spesielt tydelig er avgrensingen mellom dyneeng og svingeldyner og svingeldynenes avgrensing til dyrket mark.



Figur 5.14: Utsnitt av Skarasanden anno 1937.



Figur 5.15: Utsnitt av Skarasanden anno 1963.



Figur 5.16: Utsnitt av Skarasanden anno 1979.



Figur 5.17: Utsnitt av Skarasanden anno 1989.



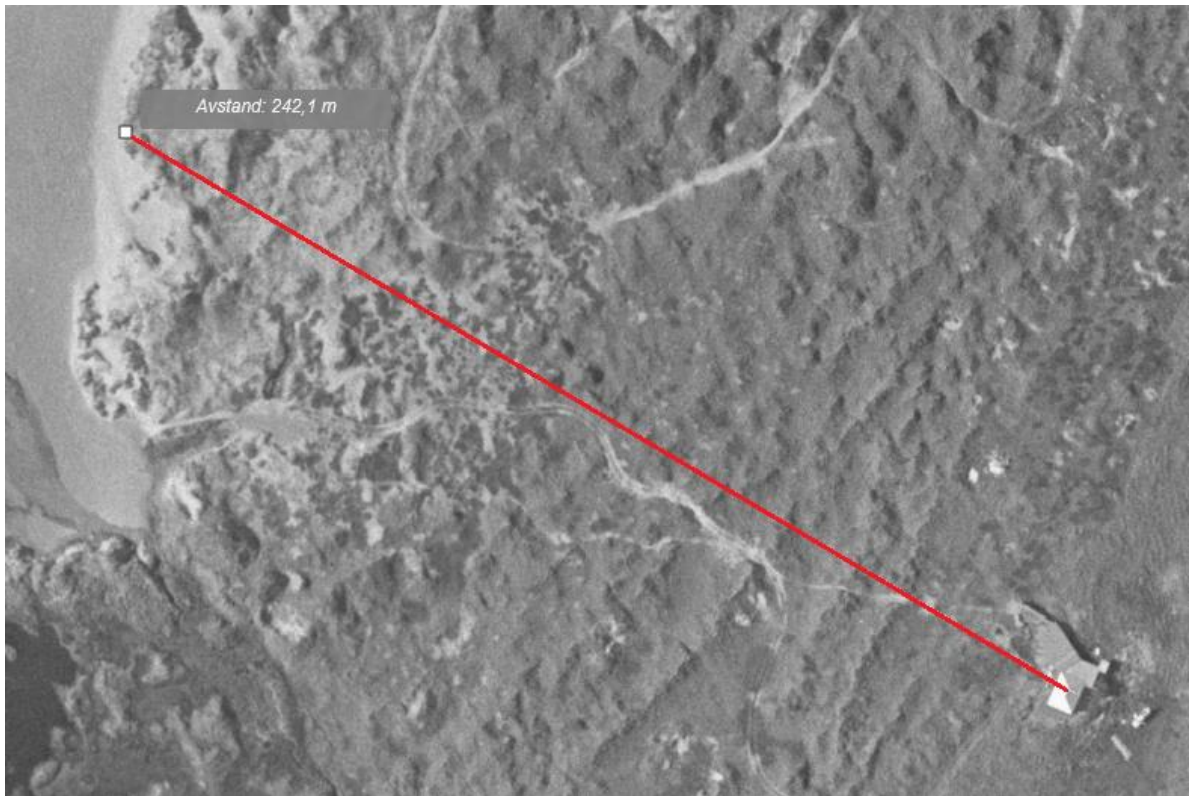
Figur 5.18: Utsnitt av Skarasanden anno 2009.

5.3.2. Måling av dynefrontdynamikk

Som nevnt i kapittel 4, ble dynefronten målt digitalt i NorgeiBilder og manuelt med linjal. Ved digital analyse tok jeg utgangspunkt i koordinatfestede punkt i baklandskapet som har vært gjenkjennbare gjennom historien. Fra punktene, har det blitt trukket rette linjer til koordinatfestede punkt ved dynefronten (koordinater vises i NorgeiBilder). Målingene er foretatt på 3 plasser, *nord*, *midt* og *sør*. Punktene er definert ved hytter (nord og sør), og ved et hjørne på grensen mellom dyrket mark og plantefeltet (midt). De manuelle målingene (1979 og 1989) vil derimot ha en viss grad av unøyaktighet knyttet til seg, ettersom disse ble målt manuelt, og ikke tok utgangspunkt i koordinater.

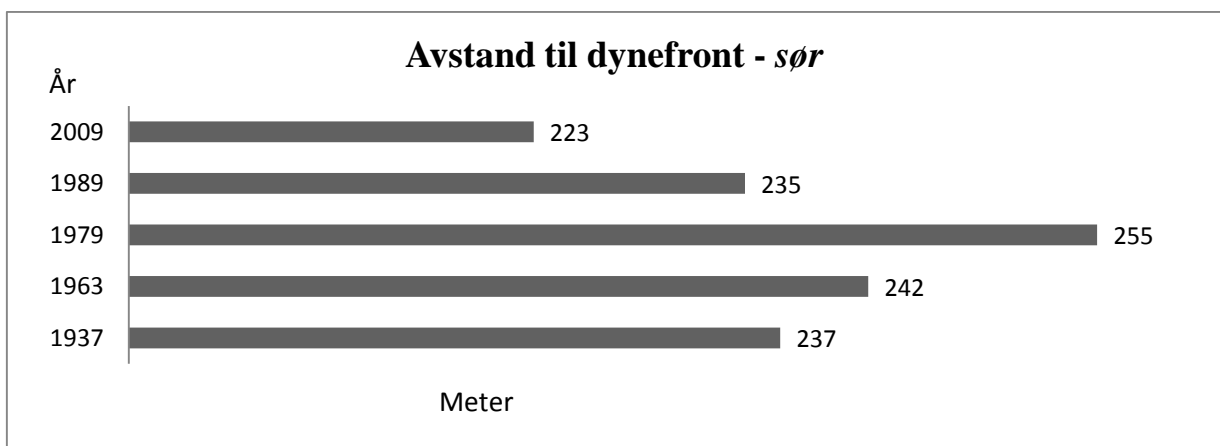


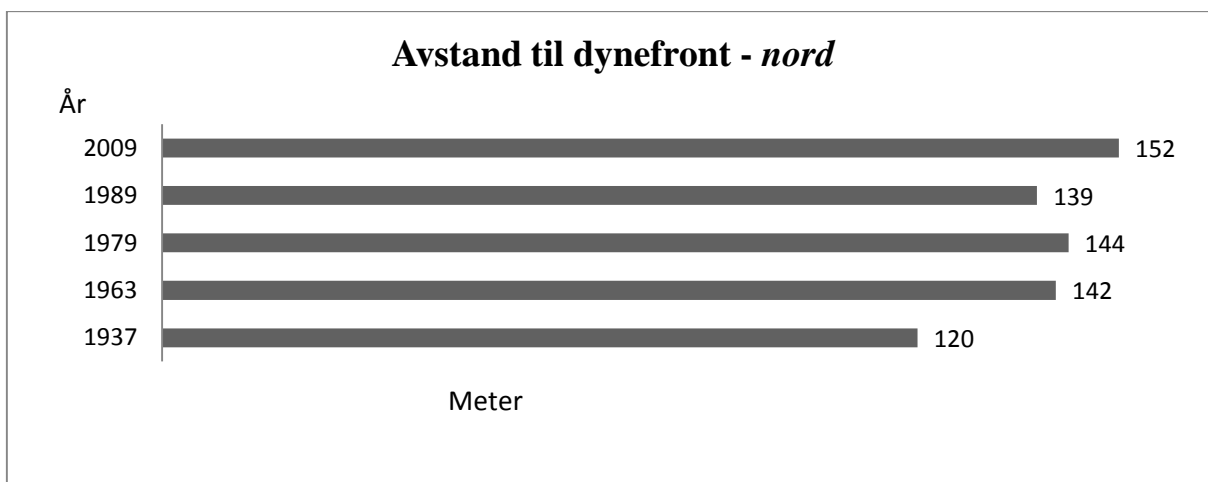
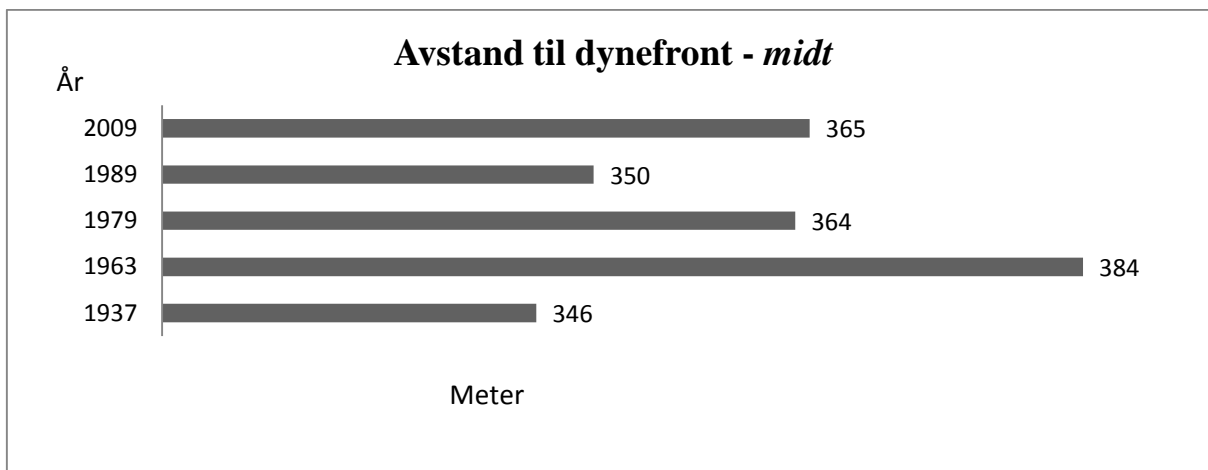
Figur 5.19: Grovskissering av målepunkter (nord, midt, sør). Flybildet er fra 2009.



Figur 5.20: Utsnitt av det sørligste målepunktet for år 1963 og 2009. Den røde streken markerer avstanden fra målepunkt til dynefront. Som vi ser ut ifra avstanden, har dynefronten forskjøvet seg 19 m innover i landskapet fra 1963 til 2009.

Tabell 5.6: Diagrammene viser målepunktene avstand til dynefronten for ulike årstall.





Som det fremgår av diagrammene for de tre målepunktene, ser vi ulike trender i dynefrontbevegelse. I sør forflyttet dynefronten seg 18 meter utover fra 1937 – 1979, henholdsvis fra 237-255 m. Fra 1979 trakk den seg så tilbake med 20 meter frem til 1989 (235 m), og ytterligere 12 meter frem til 2009, da avstanden var på 223 meter.

Ser vi på målingen for det midterste målepunktet, ser vi her samme tendens fra 1937-1963, da dynefronten ekspanderte utover med hele 38 meter (346-384m)! Videre trakk den seg tilbake med 20 meter frem til 1979, og ytterligere tilbake frem til 1989. Fra 1989-2009 forflyttet dynefronten seg 15 meter ut, og målte en avstand på 365meter.

I nord var avstanden 120 meter i 1937, og ekspanderte 22 meter ut frem til 1963. Videre forholdt avstanden seg forholdsvis jevn frem til 1989, men ekspanderte 13 meter utover frem til 2009.

5.4. Estimerer av slitasjebetinget erosjon

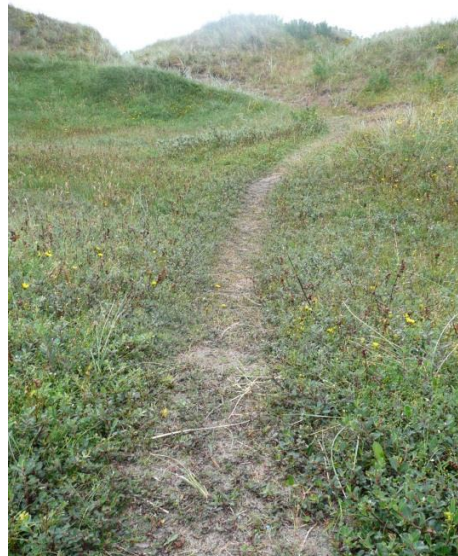
Vedlagt (vedlegg A) ligger 25 transekter. Transektene utgjør registreringslinjer for overvåking av slitasje i baklandskapet på Skardasanden. Som beskrevet i kapittel 4 utgjør en serie registreringslinjer ett overvåkningspunkt, der hvert overvåkningspunkt har omlag 5 registreringslinjer hver. Selv om overvåkningspunktene er lagt til å fange opp ulike deler av bakdynelandskapet, vil datamaterialet kun fungere som en indikator på slitasjemønsteret, da datamaterialet er for lite representativt for å kunne gi et heldekkende erosjonsestimat.

Resultatene vil bli presentert gjennom å påpeke karakteristikk i overvåkningspunktens dekningsgrad og arts mangfold, for deretter å estimere erosjonsgrad for hvert overvåkningspunkt. Estimater gjøres ved bruk av formelen beskrevet i kapittel 4. Hver registreringslinje er i *vedlegg A* nummerert, der *registreringslinje 1* i *overvåkningspunkt 1* står oppført *OIR1*. I tillegg står et centimetermål (200 cm, 300 cm, 500 cm osv.) som representerer avstanden fra GPS-punktene på hver side av stien. GPS-punktene er lagt til upåvirket sone. I hver registreringsrute langs registreringslinjen står et centimetermål (fra-til), som representerer hvor på registreringslinjen man befinner seg. Selv om en registreringslinje står oppført som 300 cm, er ruteanalysene kun foretatt fra slutten av upåvirket sone på den ene siden av stien, til begynnelsen av upåvirket sone på den andre siden, og vil derfor være uavhengig av den totale lengden på registreringslinjen. Registreringslinjene i overvåkningspunktet er lagt med 5 meters intervall.

Overvåkningspunkt 1: Overvåkningspunktet består av 5 registreringslinjer, og utgjør dermed et 20 meter langt overvåkningspunkt. Tar vi utgangspunkt i bunnsjiktet, ser vi at kun R1 har innslag av bunnsjikt, og at dette bare representerer de fire første rutene langs registreringslinjen. De andre registreringslinjene har fravær av bunnsjikt. Ser vi på feltsjiktet, er dekningsgraden varierende, fra 80 % i stisonen i R1, til 10 % i stisonen i R2 og R4. Gjennom registreringslinjen generelt er dekningsgraden høyest i R1, 3 og 4. Når det gjelder arts mangfoldet, er dette generelt lavt. Alle registreringslinjene domineres av rødsvingel, i tillegg til et sporadisk innslag av strandrug. R1 og 2 domineres av sisselrot, men bare i første del av registreringslinjen. Utover dette ser vi innslag av hvitkløver (R3), gulmaure (1, 2 og 4), samt et jevnt, men beskjedent innslag av engrapp. Også marehalm er å finne, men fortrinnsvis i upåvirket sone. Målet på erosjonsgrad i O1 blir følgende: Erosjonsdybden langs overvåkningspunktet ligger i gjennomsnitt på 9 cm. Gjennomsnittsbredde på stisonen er 80 cm (81cm), og lengden på

overvåkningspunktet er som kjent 25 m. Vi får følgende regnestykke: $0,09 \times 0,8 \times 25 = 1,8 \text{ m}^3$. Overvåkningspunktet har et estimert erosjonsmål på $1,8 \text{ m}^3$.

Overvåkningspunkt 2: Overvåkningspunktet består av fem registreringslinjer, og utgjør dermed et overvåkningspunkt på 25 meter. Registreringslinjene har en varierende bredde. Felles er derimot relativt smale overgangssoner, der R2 og 4 har totalt fravær av denne sonen. Bunnsjikt er kun å finne i R3, men bare i de 3 første rutene. Feltsjiktet har derimot høy dekningsgrad i majoriteten av registreringslinjene. Unntaket er deler av overgang og stisonen i R3 på rundt 10 %, og stisonen i R5 på 0-10 %. Av arter ser vi et jevnt innslag av rødsvingel, i tillegg til sandvier, som dominerer første del av registreringslinje 1, 2, 3 og 5. Andre artsforekomster verdt å nevne er skjermesveve og marehalm. Disse forekommer derimot primært i overgang – upåvirket sone i R2 og 3. Gjennomsnittlig erosjonsdybde er på 14 cm (13,75 cm), og gjennomsnittsbredde på stien er 85 cm. Lengden på overvåkningspunktet er som kjent 25 m. Regnestykket bli følgende: $0,14 \times 0,85 \times 25 = 2,97$. Overvåkningspunktet har et estimert erosjonsmål på 3 m^3 .



Figur 5.21: Stislitasje i overvåkningspunkt 2.

Overvåkningspunkt 3: Overvåkningspunktet består av fem registreringslinjer, der alle har totalt fravær av bunnsjikt. Samtidig har registreringslinjene alle et jevnt dekke av feltsjikt, da samtlige ruter i overvåkningspunktet har et prosentvis dekke på over 10 %. Mens stisonen i de øvrige overvåkningspunktene i stor grad domineres av jord, er stisonen i registreringslinjene i O3 karakteristisk ved at vegetasjonsløse områder domineres av naken sand. Av arter dominerer rødsvingel registreringslinjene. Strandskolm er også dominant, men er primært å finne i overgangssonene. I tillegg forekommer sporadiske innslag av strandrug gjennom alle registreringslinjene. Når det gjelder estimert erosjonsmål, er stidybden i gjennomsnitt 7 cm, stibredde 75cm, og lengden på overvåkningspunktet 25m. $0,07 \times 0,75 \times 25 = 1,31 \text{ m}^3$. Estimert erosjonsmål for overvåkningspunktet er $1,3 \text{ m}^3$.

Overvåkningspunkt 4: Overvåkningspunktet har en lengde på 20m (består av fire registreringslinjer). Karakteristisk for O4 er lange registreringslinjer, spesielt R1 og R4. Karakteristisk for R1 er også stisonens totale fravær av vegetasjon. Også R4 har glissent vegetasjon, men karakteriseres i tillegg av flere overgangssoner gjennom stisonen. Av arter dominerer rødsvingel, kystengkall, marehalm, engrapp og skjermesveve, men artene har ingen klare mønstre i utbredelse. En viktig artsobservasjon i O4, er derimot forekomsten av rødlistearten sandnattlys i R1. Overvåkningspunktet har den høyeste erosjonsdybden, 26 cm. Gjennomsnittsbredden på stisonen er som nevnt også bred, 150 cm. Regnestykket blir her: $0,26 \times 1,5 \times 25 = 9,75 \text{ m}^3$. Estimert erosjonsmålet for O4 er ca $9,7 \text{ m}^3$.



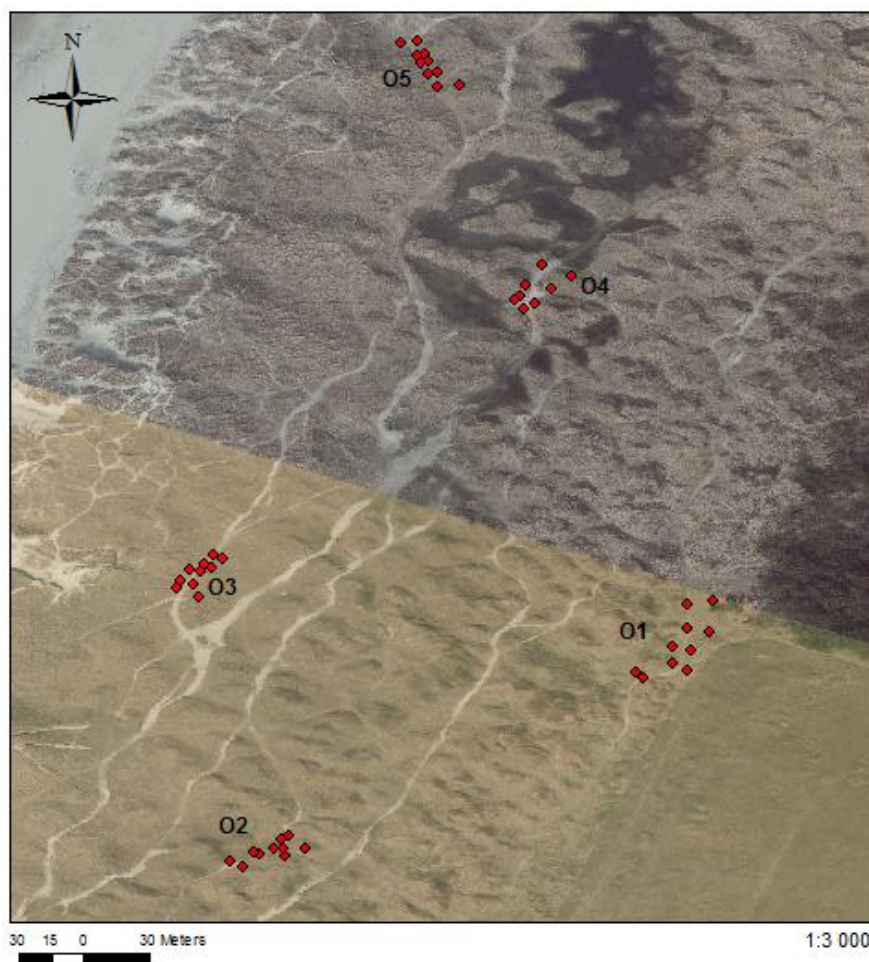
Figur 5.22: Erosjonsskrent i overvåkningspunkt 4.

Overvåkningspunkt 5: Ser vi på overvåkningspunkt 5 består også dette av fem registreringslinjer. Karakteristisk for overvåkningspunktet er korte registreringslinjer med kontinuerlige stisoner. Unntaket er R4, der registreringslinjen er lang, og stisonen deles opp av overgangssoner. Overvåkningspunktet har lite bunnsjikt, men det forekommer i moderat grad i overgangssonen i R4. Overgangssonene har et tett feltsjikt på rundt 80-100 % dekke. Dette gjelder også stisonene, som ligger fra 30-80 %. Likevel domineres vegetasjonsløse områder av sand snarere enn jord. Av arter dominerer sandsvingel, i tillegg til at overvåkningspunktet har et jevnt innslag av strandskolm, marehalm og skjermesveve. Erosjonsdybden ligger i gjennomsnitt på 8 cm, og bredden på stisonen på om lag 80 cm (78). Regnestykket blir følgende: $0,08 \times 0,8 \times 25 = 1,6 \text{ m}^3$. Estimert erosjons mål for O5 er $1,6 \text{ m}^3$.

Tabell 5.7: Oversikt over borterovert materiale i overvåkningspunkt 1-5.

Overvåkningspunkt	Erodert materiale
O1	1,8 m ³
O2	3 m ³
O3	1,3 m ³
O4	9,7 m ³

O5	1,6 m ³
----	--------------------



Figur 5.23: Oversikt over overvåkningspunktene fordelt i landskapet.

Kapittel 6. Diskusjon av datamaterialet

Kapittelet har som formål å gi en drøfting av datamaterialet i henhold til problemstillingene presentert innledningsvis i oppgaven (1.5). Drøftingen vil belyse kausale forhold og prosesser som ligger til grunn for naturtypenes tilstand i dag. Strukturen i kapittelet tar utgangspunkt i hovedsoneringene i landskapet, der naturtypene inngår som deler av disse. Ettersom studieområdet utgjør et dynamisk område, vil tilstanden i naturtypene bli definert som *ustabil*, *middels stabil* eller *stabil*. Drøftingen av naturtypenes tilstand vil bli sett i lys relevant litteratur.

6.1 Tilstandsvurdering av naturtypene på forstranden

Den ytterste delen av Skarasanden karakteriseres i dag av *driftinnfluert forstrand, strandreddik-utforming, og ferskvannspåvirket driftvoll, kjeldegras-utforming*. Forstranden karakteriseres av stort sett naken sand, men har usammenhengende tangvollvegetasjon i geolittoral sone. Vegetasjonen karakteriseres av spredte strandreddik-forekomster, med innslag av strandkveke. Strandreddik-utforming vil kun være fremtredende gjennom sommerhalvåret, ettersom arten opptrer som ettårig tangvollvegetasjon. Hvilken utforming som representerer tangvollvegetasjonen og hvordan den utvikles, vil være et resultat av hvor driftmateriale avsettes. Ved Strandreddik-utforming vil driftmateriale ha gitt næring til latente strandreddikfrø i sanden. Utviklingen herfra vil styres av bølgeerosjon og sandflukt. Ved avsetning i ytre deler, vil tangvollvegetasjonen være i kontakt med bølgesprut og tidvis bli overskyt. Sanden vil derimot bindes, og ikke være spesielt utsatt for sandflukt. Blir driftmateriale avsatt i indre deler, vil sanden være tørrere og dermed transporteres lettere, noe som genererer sandflukt og akkumulasjon (Larsen, 1977). Larsen (1977) fant i likhet med egne funn, innslag av både strandreddik og strandkveke. Studien fant også artene i kombinasjon, særlig i indre deler. Her dannet strandreddik grunnlag for fordynedannelse, da strandkveke tok over som dominerende art når vekstsesongen for strandreddik var over. Studien fant i tillegg innslag av meldearter, noe som ikke ble registrert på Skarasanden i 2012. Meldearter har derimot blitt registrert her tidligere, av Lundberg (2010). De varierende forekomstene skyldes at arten i likhet med strandreddik er ettårig, og dermed vil påvirkes av hvor driftmaterialet avsettes.

Endring i utforming fra år til år vil knyttes til det dynamiske miljøet tangvoller er en del av. Tangvollvegetasjonen vil gjennom høst og vinterstormer, enten bli skylt på havet, eller avsatt et annet sted på forstranden. Dynamikken vil føre til forekomster av tangvollvegetasjon på ulike lokaliteter fra år til år. Parallelt med naturlig forstyrrelse, må den beskjedne tangvollvegetasjonen sees i lys av bruksintensitet. Forstranden utgjør naturtypen i området med høyest bruksintensitet gjennom året, da den daglig utgjør arena for ulike typer friluftsliv. Tråkk og slitasje vil her ha stor degraderende og fragmenterende effekt på forstrandens vegetasjon.

På forstranden finnes også en ferskvannspåvirket driftvoll-type dominert av flerårig kildegras med sporadisk tiggersoleie og strandreddik. I motsetning til den ettårige saltvannspåvirkede strandreddik-utformingen, ser ferskvannstangvollen ut til å være mer stabil fra år til år. Lundberg (2010) registrerte samme utforming og lokalisering. Stabiliteten skyldes i hovedsak

at bekken har omtrent samme plassering hvert år, kun med variasjon i vannføring. Ferskvanndriftvollen er i likhet med de mer dynamiske saltvannsdriftvollene, også en smal økologisk nisje. Vannet i bekken er periodevis ferskt, periodevis salt og periodevis brakt, og bare planter som tåler denne vekslingen kan vokse i et slikt miljø. Bekken må derimot antas å ha et jevnt tilsig av næringsstoffer fra de dyrkede arealene oppstrøms. En annen grunn til at den ferskvannspåvirkede driftvollen er mer stabil enn den saltvannspåvirkede, er at den i mindre grad er utsatt for slitasje, da besøkende holder seg unna bekken. Vannføringen i bekken kan samtidig se ut til å påvirke driftvollens areal, da naturtypen karakteriseres av nylig eroderte bredder.

I historisk kontekst kan naturtypenes utforming antas å ha vært påvirket av tilsvarende variabler, men på ulikt vis. For det første har strandsonen alltid vært eksponert for bølgeerosjon og sandflukt, og naturlig erosjon må derfor sees som en hovedvariabel for tilstand gjennom historien. Samtidig har strandsonen også i tidligere tider vært utsatt slitasjebetinget erosjon, da strandsonen utgjorde en viktig ressurs for det lokale jordbruket. Lokale grunneiere kunne fortelle at tang og tare ble sanket i store mengder, og deretter benyttet som gjødsel på markene. Direkte fjerning av næringsgrunnlag, samt tråkk og slitasje, må her antas å ha hatt stor innvirkning på tangvollvegetasjonen. Slitasjen ble ytterligere forsterket ettersom tangsanking foregikk med hest og kjerre.

Også i senere tid kan tangsanking ha hatt påvirkning på naturtypenes utforming. Manuell tangsanking ble etter hvert avløst av taretråling, og har siden 1960-årene foregått intensivt langs kysten av Rogaland, da særlig gjennom 1990-tallet (Christie et al. 1994). Fjerning av kilden til tangvollvegetasjon, må derfor antas å ha påvirket naturtypenes utforming i tilsvarende grad som ved direkte forstyrrelse tidligere. Taretråling er i dag regulert, og er forbudt langs enkelte kyststrekninger langs Jæren (Miljøverndepartementet, 2005). Lokale informanter mente at mengden akkumulert driftmateriale i dag var mindre enn noen gang før, og man kan ut ifra dette anta at trålingen kan være medvirkende til det beskjedne innslaget driftmateriale og vegetasjon i dag.

Tilstanden i naturtypene på forstranden er med andre ord delt. Den saltvannspåvirkede tangvollvegetasjonen påvirkes av mengden driftmateriale, og hvor driftmaterialet avsettes. Taretråling kan antas å være en medvirkende faktor for den beskjedne tangvollvegetasjonen på

Skarasanden. Naturtypen utsettes også for høy grad av slitasje gjennom ferdsel. Tilstanden i naturtypen vurderes med dette som *ustabil*. Den ferskvannpåvirkede tangvollvegetasjon påvirkes mindre av slitasje, og opprettholdes av stabil næringstilførsel fra baklandskapet. Naturtypen er likevel en del av en økologisk nisje da den ligger eksponert til for bølgeerosjon og springflo. Tilstanden vurderes med dette som *middels stabil*.

6.2 Tilstandsvurdering av fordyner

På kartleggingstidspunktet var fordynesonen veletablert, med en varierende høyde fra 1-3 meter. Faktorene som påvirker fordyners tilstand er flere. Tar vi utgangspunkt i etableringen, er denne avhengig av en jevn tilgang på sand som transporteres innover land, og forekomster av planter som er i stand til å akkumulere moderate mengder vindtransportert sand. På Skarasanden dominerer strandkveke. Lundberg (1987) betegner strandkveke som en indikatorart for fordyner. Dette knyttes til artens moderate sandakkumulasjon, og høye salttoleranse. Fordyner dominert av strandkveke er en vanlig forekomst langs sør-vestlandet. Herikstad (1956) beskriver fordyner dominert av strandkveke på Orre og Reve. Lundberg (2010) bekreftet at dette også var tilfelle i 2010. Studien fant for øvrig fordyner i bortimot alle etablerte sanddynelokaliteter langs Jæren, inkludert Skarasanden. Fordyner er også representert på Lista lenger sør. Larsen (1977) og Høiland (1974, 1978) beskriver etablerte fordyner dominert av strandkveke.

Larsen (1977) registrerte fordyner med et lavere relieff (om lag 1 m.). Den varierende høyden i dynene er knyttet til det dynamiske miljøet fordynene er en del av. Dynamikken er først og fremst styrt av springflo og bølgeslag, som gjennom høst- og vinterstormer fører til massebevegelse i sonen. Fordyner er vanlig i veletablerte sanddynekomplekser, men utgjør samtidig en eksponert eroderbar dynefront. Dette gjør fordynene til en stor del av budsjettet i sanddelingssystemet. På Skarasanden kom dette til uttrykk gjennom vekselvis frittstående sandkuler med eksponerte planterøtter. Sandkulene på kartleggingstidspunktet kan antas å være spor etter det siste tiårets ekstremvær-episoder. I 2005 tok stormen «Inga» med seg store deler av fordynene (Lundberg, 2010). Erosjonen var markant, og den naturlige restaureringen av dynefronten tok lang tid. Ser vi på flybildet fra 2009, viser dette ingen etablert fordynesone. Fordynene må også antas å ha blitt påvirket av «Dagmar» og «Cato» i 2011, men i mindre grad, da fordynesonen var restaurert sommeren 2012.

Forstrandens tilstand påvirkes også av slitasjebetinget erosjon. Sonen utsettes daglig for ferdsel, ettersom fordynene må krysses på vei fra baklandskapet til stranden. Slitasjebetinget erosjon av fordyner har også vært gjeldende i historisk perspektiv. Tarekjøring og ferdsel må for det første antas å ha påvirket fordyner direkte gjennom fragmentering av vegetasjonen, men også indirekte gjennom fjerning av driftmateriale som utgjør næringskilden for vegetasjonsetablering. Ser vi på flybildet fra 1937, viser dette sterkt reduserte fordyner, en indikasjon på høy slitasjegrad.

Fordynesonenens tilstand påvirkes først og fremst av naturlig forstyrrelse, gjennom sandflukt og bølgeerosjon. Dette skyldes sonens eksponerte lokalisering. Fordynene vil også være påvirket av slitasjebetinget erosjon. Summen av forstyrrelsesfaktorene definerer fordynesonen som *ustabil*.

6.3 Tilstandsvurdering av primærdyner

Primærdynene på Skarasanden er i dag karakterisert av en veletablert dynefront med et høyt relieff. De velutviklede dynene skyldes en kombinasjon av jevn tilgang på sand fra havet, og vitale bestander av de sandbindene artene marehalm og strandrug. Det høye relieffet bekrefter et positivt sedimentbudsjett, som langs Jærkysten kan knyttes til «sedimentdepoet» i Listamoren. Jevn og stor akkumulasjonen av sand, og tilførsel av salt fra havet, gjør ytre deler av primærdynesonen til en smal økologisk nisje med et begrenset artsmangfold. Dette kommer klart til uttrykk i transektanalysen, som i ytre deler (havsiden av primærdynesonen) har nærmest vegetasjonsløse analyseruter. Ser vi derimot på bakre deler av primærdynesonen, finner vi et rikere artsmangfold. Årsaker til dette skyldes avtagende forstyrrelsesfaktorer som sandpålegging, saltsprut og vind, og dermed stabile vekstvilkår. Artsdiversiteten suppleres her av rødsvingel, strandskolm, løvetann, hestehov, hvitkløver, kystengkall, vendelrot, åkerdylle og bitterbergknapp. Også andre arter er å finne, da transektene kun fanger opp et utvalg. Analyserutene antas likevel å ha fanget inn hoved-diversiteten av arter i området. Økoklinen i primærdynene på Skarasanden ser ut til å ha mye til felles med funnene til Høiland (1974) og Larsen (1977). Transektene viser marehalmdominans, som siden blir supplert med mindre sandresistente arter i bakkant. Funnene fra Lista har derimot et mer beskjedent innslag strandrug.

Samtidig som primærdynesonen på Skarasanden opprettholdes av dynespesialister og jevn sandakkumulasjon, avløses området stedvis av blowouts («kratere» uten vegetasjon). Sterk vind henter stadig ny sand, og flere av slitasjegropene har erodert seg store og dype. Dynamiske

blowouts skyldes daglig slitasje gjennom ferdsel, og fravær av organisk materiale. Kombinasjonen ser ut til å påvirke nyetablering av vegetasjon. En studie fra New Foundland i 2002, viste at blowout-formasjoner utelukkende hadde etablert seg grunnet ferdsel og slitasje, da formasjonene ikke hadde vært til stede under dannelsen av sanddynene (Gatto, 2002). På Skarasanden må slitasjegropene antas å ha vært til stede gjennom dannelsen av dynefronten, et resultat av stor ferdsel gjennom tarekjøringen, og en generelt stor grad av sandflukt. Ser vi på flybildet fra 1963, hadde Skarasanden markante blowout-formasjoner allerede da.

Primærdynene domineres også av etablerte stier som følger store deler av dyneryggen. Fra dyneryggen fører tydelige stier til og fra svingeldynene i bakkant. Nettverket av stier er et resultat av folks fasinasjon av de mektige dyneformasjonene, noe som medfører jevn slitasje.

Primærdynenes akkumulasjon av sand vil i likhet med fordynene utgjøre en eroderbar dynefront. Endring i dynefrontens ekspansjon og tilbaketrekning har endret seg mye de siste 80 år. En studie fra vestkysten av Frankrike i 2000, viste en markant tilbaketrekning av dynefronten fra 1957-1988. Dynamikken ble her forklart av en høyere stormfrekvens, og springflo (Vasseur & Hequette, 2000). På Skarasanden ser dynamikken i primærdynesonen til en viss grad stor grad ut til å sammenfalle med slitasjebetinget erosjon. Tar vi utgangspunkt i flybildet fra 1937, hadde området totalt fravær av primærdyner. Området var dominert av naken sand, i mosaikk med fragmenterte sandkuler. Fraværet av etablerte sanddyner på 1930-tallet, kan forklares ved stor ferdsel og slitasje. Som nevnt var taresanking en stor ressurs, som førte til en intensiv ferdsel med hest og kjerre i dynekomplekset. Bruk av hest og kjerre forgikk også uavhengig av taresanking, noe som må ha forsterket erosjonen. Fjerning av driftmateriale må antas å ha forhindret etableringen av tangvollvegetasjon og dermed etablering av sandresistente arter for dyneetablering. Sammenlikner vi graden av slitasje på 1930-tallet med måling av dynefronten, viser samtlige målepunkt den korteste avstanden mellom baklandskapet og dynefronten gjennom 80 år.

I perioden 1937-1963 utviklet det seg en tydelig primærdynefront. Ser vi på målingene, viser disse klart hvordan dynefronten har akkumulert mot havet. Målepunkt *midt* viser dynefronten pr. 1963 på et ekspansjonsmaksimum sammenliknet med andre tiår. Også sør i området var trenden opp mot maksimum. Dynefrontens plassering i 1963 må antas å være et resultat av mindre intensiv taresanking og ferdsel, ettersom taresanking ble avløst av tråling. Avtakende ferdsel i strandsonen kan antas å ha gitt grobunn for vegetasjonsetablering og dyne-dannelse. Lokale informanter kunne også bekrefte et piggtrådgerde oppført under krigen, noe som kan

ha vært medvirkende for sandakkumulasjon. Primærdynenes tilstand i 1963, må også tenkes å ha samsvar med en lav bruksintensitet i området generelt, et resultat av den demografiske og infrastrukturelle situasjonen.

Korrelasjon mellom slitasjegrad og dynebevegelse finner vi også ved å sammenlikne dynefrontdynamikken i perioden 1979-1989. Mens flybilde fra 1979 viser en etablert dynefront med moderat slitasjegrad, viser flybildet fra 1989 en primærdynefront preget av høy slitasjegrad. Sammenlikner vi slitasjegraden med avstandsmål, finner vi at dynefronten har trukket seg tilbake i samtlige målepunkt gjennom perioden. Målepunktet i sør viser en tilbakegang på 20 meter. Erosjonstendensen kan knyttes til tiltagende bruk og ferdsel gjennom 1980-tallet. Hvis dette er var et faktum, kan en av årsaksforklaringene knytte seg til opprettelse av Jæren landskapsvernområde i 1977. Ser vi på studien fra New Foundland i 2002, viste denne at besøkstall og slitasjegrad i sanddyner fra 1993-2001, vokste som en konsekvens av promotering av verneverdiene (Catto, 2002). Trenden kan ha vært tilsvarende for Jærstrendene fra 1979-1989, ettersom opprettelsen av landskapsvernområdet tilrettela for ferdsel i et unikt naturområde.

Dynefrontdynamikken må naturligvis også sees i sammenheng med naturlig erosjon. Et aspekt kan knyttes til den intensive taretrålingen langs kysten. Tareskoger vil ha en bølgedempende effekt (Andersen et al., 2012), og fjerning av tareskoger kan derfor ha ført til kraftigere bølgeerosjon. Når det gjelder bølgeerosjon for øvrig, finnes det ingen faste holdepunkter for drastisk endring i stormhyppighet eller ekstremvær fra 1979-1989.

Sammenfall mellom erosjonsgrad og dynefrontens bevegelse er ikke tydelig utover eksemplene belyst. Ser vi på avstanden fra baklandskapet til dynefronten i 2009, viser denne at dynefronten i nord er på et ekspansjonsmaksimum, men den i sør er på et minimum. Variasjonene kan ha ulike forklaringer, men kan antas å ha sammenheng med kanalisering av ferdsel. I nord kanaliseres ferdselen fra parkeringsplassen til strandsonen gjennom en definert hovedsti. Hovedstien avløses i strandsonen av gummimatter, som kan antas å lede trafikken bort fra dynefronten, og dermed forhindre erosjon og sandflukt. Tilstanden i nord kan også sees i lys av topografiske strukturer i landskapet rundt. Ser vi på den generelle trenden i nord, viser målingene en generelt stabil dynefront. Trenden kan antas å ha en sammenheng med strandbergets beskyttende effekt (se figur 5.8), der effekten vil være spesielt stor ved vindretninger fra nord-vest. Ser vi på den dominerende vindretningen for Sola målestasjon (Figur 3.3) fra 1961-1900, viser vindrosen en dominerende nord-vestlig vindretning.

Dynefrontens minimum i sør for 2009, kan også sees i lys av graden av kanalisert ferdsel. Flybildet viser en høy slitasje i bakkant av primærdynene i sørlige deler, og man kan med dette anta en jevn slitasje i og rundt dynefronten.

Primærdynesens tilstand må med dette sies å være styrt av en kompleks kombinasjon av slitasje, og bølgeerosjon. Trenden gjennom 80 år viser til en viss grad sammenheng mellom slitasje og dyne-dynamikk. Det kan ikke utelukkes at trenden har en sammenheng med taretråling langs kysten. Gjennom 80 år har primærdynesene vært utsatt for tiltakende bruk og ferdsel. Kombinasjonen av trendene utgjør en dynamisk naturtype som kontinuerlig utsettes for eroderende og byggende krefter. Dersom vi i årene framover vil oppleve havnivåstigning i kombinasjon med demografisk press i regionen, vil dette gjøre primærdynesene til en stadig mer utsatt naturtype. Når dette er sagt er primærdynesene karakterisert av det tettete vegetasjonsdekke på 80, noe som kan skyldes et kanalisert ferdselsmønster. Naturtypen vurderes ut ifra dette til *middels stabil*.

6.4 Tilstandsvurdering av svingeldyner

I bakkant av primærdynesene finner vi sekundærdyner dominert rødsvingel. *Svingeldynene* utgjør den mest utbredte naturtypen på Skarasanden, da den dekker et areal på 11 hektar. Svingeldynene karakteriseres i dag av et jevnt, sammenhengende vegetasjonsdekke med både bunnsjikt og feltsjikt. Prosessene som ligger til grunn skyldes en avtakende grad av sandflukt fra beskyttende primærdyner. Avtakende sandakkumulasjon gir (som nevnt i kapittel 2), mer stabile forhold, der sluttet flerårig vegetasjon utvikler humuslag i jordsmonnet. Dette gir grobunn for etablering av flere arter, noe som kommer tydelig fram av transektanalysen. Tar vi utgangspunkt i w-form analysen, viser denne et jevnt bunnsjikt i samtlige analyseruter. Også de lineære transektene bekrefter trenden, da majoriteten av ruter i svingeldynene har feltsjikt med 80 % dekning. Ser vi på artsdiversiteten i feltsjiktet, viser en sammenslåing av analyserutene gjennom DCA-analysen, hvordan arter som er typiske for baklandskapet ligger plassert nær hverandre. Av typiske arter finner man rødsvingel, tiriltunge, rundskolm, engrapp, skjermveve, kystfrøstjerne, kystengkall, gulmaure, øyentrøst m.fl. Artene antas å være typiske for sonen, da de sammenfaller med funn gjort på andre lokaliteter, herunder Larsen (1977), Høiland (1974,78) og Lundberg (1987, 2010 og 2013). DCA-analysen viser også hvordan kulturbetingede arter som groblad og tunrapp opptrer utenfor klyngen av stedegne arter. Trenden illustreres også i CCA-analysen, der flere av de typiske artene for svingeldyner opptrer

sentralt i diagrammet. Også her finner man introduserte arter som avvik, herunder landøya, groblad, geitrams og tunrapp. Når dette er sagt viser diagrammet en generelt lav korrelasjon mellom arter og miljøvariabler. Artenes miljøpreferanser ville antakeligvis ha kommet klarere til uttrykk ved måling av andre variabler (som f.eks. pH, m.o.h, osv.).

Samtidig som svingeldynene er avhengig av en beskyttende dynefront, er svingeldynenes tilstand vel så påvirket av slitasjebetinget erosjon. Bruksintensiteten i svingeldynene er i dag høy, og området karakteriseres av et tydelig stinettverk. Det tydelige stinettverket er knyttet til svingeldynenes funksjon som turområde. Ferdsele gjennom svingeldynene så i løpet av feltperioden ut til å være spesielt tilknyttet kyststien som strekker seg langs store deler av Jærstrendene. Forbipasserende kunne fortelle at de daglig brukte parkeringsplassen i området som utgangspunkt for turer sørover.

Til tross for intensiv bruk av stinettverket, har svingeldynene som vi har sett, et påfallende tett vegetasjonsdekke. Om vi ser på flybildene, viser flybildet fra 2009 det tetteste dekke på 80 år. Trenden kan forklares ved forvaltningens fokus på informasjon, da besøkende blir møtt med tydelige informasjonsskilt som klart og tydelig presenterer områdets verneverdier. Trenden kan også forklares ved fokus på kanalisert ferdsel. «Hovedstien» i svingeldynene ble eksempelvis i forkant av revidert vern i 2003, forsøkt merket (Fylkesmannen i Rogaland, 2003). Andre grunner til opprettholdelse av et tett vegetasjonsdekke kan knyttes til forbud mot motorisert ferdsel samt ferdsel med hest. Studien fra New Foundland viste eksempelvis at motorisert ferdsel var hovedårsak til erosjon og fragmentering av vegetasjonen (Gatto, 2002).

Analysen av stitransektene (vedlegg) kan gi oss en pekepinn på hvordan tråkk og slitasje i svingeldynene varierer. Her må det poengteres at mål på stislitasjen kun er estimater av slitasjegrad. Som det fremgår av målingene, har enkelte steder en liten andel borterodert materiale, mens erosjonen andre steder er betydelig. Den største erosjonen var som forventet O4 som ligger plassert sentralt i «hovedtråkket». Her ble borterodert materiale i et 37,5m² område, (25 m langt og 150cm bredt strekk), estimert til 9,3 m³. Langs andre deler av hovedtråkket er erosjonsgraden mindre. O3 viser eksempelvis et tydelig tråkk, men med et estimert erosjonsmål på 1,3 m³. Av arter finnes jevnt over et dominerende innslag rødsvingel. Blant oppsiktsvekkende funn, ble det i ytterkanten av O4R1 registrert 20 % dekningsgrad av sandnattlys. Hovedtråkket viste seg med andre ord å gå gjennom feltet med sandnattlys. I utgangspunktet ville man kunne tenke at hovedtråkket utgjorde en stor trussel for artens eksistens. Samtidig kan det tenkes at artsdiversiteten i og rundt hovedtråkket kan profitere på

den moderate forstyrrelsen. *The intermediate disturbance hypothesis* kan styrkes ved å ta i betraktning den generelt rike artsdiversiteten i feltet for sandnattlys. Når de gjelder arten for øvrig, fastslo norsk Rødliste i 2010, et totalt antall i Norge på under hundre individ. Feltet for sandnattlys på Skarasanden innehar med sine 53 individ, over halvparten av det totale antall individer i Norge.

Andre variabler som spiller inn på svingeldynenes tilstand er fremmedartsinnsalg som truer den stedege artsdiversiteten. Hyppigst representert er lupin og rynkerose. Lupiner har lenge vært vanlig i sanddyneområdene på Jæren, og de spredde seg (som nevnt i kapittel 2) spesielt gjennom 1980-tallet (Storhaug, 2011). Lupiner på Skarasanden er i dag hyppigst representert fra midtre deler av svingeldynene og innover mot dyneenga. Lupinenes evne til å endre næringsinnholdet og dermed fortrenge arter, ser delvis ut til å være tilfellet. Ser vi på transektanalysen, ser kun arter som sisselrot, løvetann, gulmaure og kystengkall (med enkelte unntak) ut til å opptre sammen med lupiner. Sistnevnte er en sårbar art (VU) på den norske rødlista (Artsdatabanken, 2010a). Ser vi på artenes dekningsgrad i transekt 3, kan kystengkall se ut til å være utsatt for en sakte men sikker utkonkurrering av lupin. Kystengkall er derimot hyppig representert ellers i området, og lupiner ser ikke ut til å true arten for øvrig.

Når det gjelder rynkerose, definerer arten en egen utforming i naturtypen *kantkratt*. Rynkeroseutformingens totale areal utgjør om lag 0,17 hektar. Den største forekomsten er lokalisert sør i svingeldynene. Rynkerose ansees (som nevnt i kapittel 2) som en stor trussel, da den er plasskrevende, er tolerant for ulike vekstmiljø, og kan spres både vegetativt og ved frøspredning (Direktoratet for naturforvaltning, 2013). DN gav i mai 2013 ut en handlingsplan for bekjempelse av rynkerose. Blant de sentrale målene i handlingsplanen finner vi; «*rynkerose skal ikke true naturmangfoldet i Norge, herunder rødlistede arter eller naturtyper*» og «*rynkerose skal ikke true verneverdier og verneformål*» (Direktoratet for naturforvaltning, 2013). Artens risiko for spredning videre innover svingeldynene på Skarasanden må antas å være betydelig. Utformingen ser ut til å få jevn næringstilførsel gjennom gjødseloverskudd fra tilgrensende dyrket mark. Når dette er sagt, ble det ikke registrert et høyt artsmangfold i nærheten, og heller ingen rødlistearter. Rynkeroseutformingen opptrer likevel i en sterkt truet naturtype.

Andre arter som kan true artsdiversiteten i svingeldynene, er geiterams og hundekjeks. Artene utgjør som kjent kantkrattvegetasjonen lenger nord. Naturtypen utgjør et areal på om lag 0,18

hektar, og vokser som kjent på en 1-2 m høy voll. Vollen er trolig deler av en eldre sanddynerygg (vises tydelig på flybilde fra 1963). Store bestander av geitrams og hundekjeks hører ikke naturlig hjemme i et sanddynesystem, og artene må med andre ord ha spredt seg fra områder i baklandet. Spiring og utvikling har videre blitt fremskyndet av gjødsel som blir spredt fra det tilgrensende jordbruksarealet. Ingen av artene er fremmede arter, men opptrer her som problemarter (Lundberg, 2013), dvs. hjemlige arter som i visse sammenhenger opptrer invasjonsartet og som fortrenger stedlige arter og naturtyper (her svingeldyne). Forekomsten av de to problemartene er knyttet til ett avgrenset og lite område i bakre deler av sanddynene. En mulig årsak til at artene ikke ser ut til å ha spredt seg, må antas å være vollens funksjon som gjødselsfanger, der deponeringen skjer på østsiden mot dyrket mark. De nitrofile artene blir dermed værende hvor vekstvilkårene er best. Man kan med andre ord anta at risikoen for videre spredning ikke er stor.

I et historisk perspektiv har tilstanden i svingeldynene vært preget av store svingninger, og da spesielt i henhold til erosjonsfaktorene. Korrelasjonen mellom primærdynefront og svingeldynenes dekningsgrad kommer godt fram på flybildet fra 1937. Området hadde som kjent fravær av primærdyner, og «svingeldynene» var lite utviklet og til stede (et resultat av sandflukt). Dekningsgraden i svingeldynene er i 1937 også påvirket av slitasjebetinget erosjon, da slitasjespor er godt synlige. Den mest karakteristiske slitasjen er definert gjennom parallelle nord-sør-gående erosjonsspor i bakre deler. Informanter kunne bekrefte at svingeldynene hyppig ble brukt som ferdselsvei, da spesielt i tilknytning til taresankingen i strandsonen. Erosjonssporene som kan skimtes på flybildet fra 1937 må derfor antas å være hjulspor fra ferdsel med hest og kjerre. Da tangsankingen avtok i løpet av 1930-årene, avtok trolig ferdselen i svingeldynene tilsvarende. Lavere slitasjegrad kombinert med etablering av primærdyner, resulterte i en tiltagende sekundærsuksisjon i svingeldynene. Flybildet fra 1963 viser et tett vegetasjonsdekke og et nærmest fraværende stinettverk. Den tilsynelatende lave bruksintensiteten kan som nevnt tidligere, antas å være en kombinasjon av lavt demografisk press og en mindre etablert infrastruktur i regionen.

Flybildet fra 1989 viser en betydelig høyere slitasjegrad i svingeldynene. Dette kan knyttes til en erodert primærdynesone, og dermed tiltagende sandflukt. Flybildet viser også en høyere bruksintensitet gjennom tydelig stiererosjon. Om den tiltakende bruksintensiteten er et resultat av muligheten til å ferdes i et vernet område (som belyst tidligere) er vanskelig å si håndfast, men flybildet viser klart hvordan intensiv ferdsel har resultert i forbruk fremfor bruk.

Videre gjennom 1990- og 2000-tallet, ble svingeldynene som nevnt forsøkt restaurert ved kanalisering av ferdsel i form av skilting, forbud mot motorisert ferdsel og forbud mot ridning. Svingeldynenes tilstand må ut ifra flybildetolkningen sies å være i en forholdsvis stabil tilstand i dag, selv om stislitasjen er betydelig. Dette skyldes i stor grad en stabil primærdynefront som har en stabiliserende effekt for svingeldynene. Stabiliteten trues av stor slitasje fra friluftaktiviteter, og potensiell spredning fra fremmedarter og andre arter som kan true den stedege artsdiversiteten. Tilstanden i svingeldynene blir på bakgrunn av dette definert som *middels stabil*.

6.5 Tilstandsvurdering av dyneeng

Svingeldynenes tilgrensende dyneeng i sørøst, defineres av et inngjerdet areal på om lag 3,4 hektar. Dyneenga karakteriseres i dag av en variert vegetasjon dominert av rødsvingel, i tillegg til arter som ryllik, blåklokke, tiriltunge, løvetann gulmaure og kystfrøstjerne. Artsfunnene bekreftes av Lundberg (2010). Artsdiversiteten skyldes fravær av sandflukt, som bidrar til etablering av et humuslag i jordsmonnet. Videre tilføres vegetasjonen næring gjennom gjødsel fra beitende storfe. I østre deler av dyneenga mot den fossile stormvollen, karakteriseres feltsjiktet av et dominerende innslag strandrug og landøyda. Artenes representasjon må sees i lys av dyneengas funksjon gjennom historien.

Tar vi utgangspunkt i flybildene fra 1963-1989 ser vi i samtlige av bildene, spor av tidligere kultivering. Flybilde fra 1963 viser tegn til hjulspor, flybilde fra 1979 viser tegn til slått, mens flybilde fra 1989 viser et mer spredt vegetasjonsdekke. Tendensen kan ifølge lokale informanter forklares i et dyrkingsforsøk som aldri ble fullført. Mens tilgrensende jordbruksarealer forble fulldyrket, opphørte oppdyrkingen av dyneengen, og ble senere benyttet som beitemark for husdyr. Siden har dårlig stell av beitemarken ført til kolonisering av ugress, da særlig av landøyda. Landøyda har sin opprinnelse i tempererte områder i Europa og i vest-Sibir. I Norge antas arten å ha blitt innført en gang etter 1800. I «gammel kulturmark» som dyneng, er arten kun å finne i ytre deler av Rogaland, Hordaland og enkelte steder på østlandet. Utover dette opptrer arten primært som skrotemarksart (Fremstad, 2007b). I Storbritannia opptrer arten mer vanlig. Preston (2002) fant landøyda i samtlige 10-kilometeruter som dekker florakartleggingen. Landøyda inngikk her som en vanlig art i både beitemarker og i sanddyner, i tillegg til veikanter, skogkanter osv. I velskjøttede beitemarker blir arten vanligvis fjernet, noe som tydelig ikke har vært tilfellet i dyneengen. Koloniseringen har trolig vært hjulpet av gjødsel

fra beitedyrene, i tillegg til spredning av gjødsel fra tilgrensende jordbruksarealer. Landøyda er også giftig, noe som automatisk har ført til at arten har fått spre seg fritt. Ettersom substratet trolig bestod av sand, gav dette grobunn også for kolonisering av strandrug.

Utover «ugress» som landøyda, har dyneengen også innslag av tett sitkagran rundt en hytte i sør. Sitkagran er i likhet med rynkerose og lupin en stor trussel på Jærstrendene, da arten evner å fortrenge stedege arter, ved endring av miljøforhold (Storhaug, 2011). Som vi ser på flybildene fra 1979-2009 ser bruken av hytta ikke lenger ut til å være like intensiv, da stinettverket som fører til og fra hytta gjennom svingeldynene har grodd til. Man kan ut ifra dette anta en redusert skjøtting av sitkagranfeltet fra hytteeierne. Samtidig står sitkagran oppført på tiltakslisten over fremmede utvalgte arter i Rogaland (Storhaug, 2011), og feltet må derfor antas å være under oppsyn.

Tilstanden i dyneengen må sees ut fra problemartsinnslaget. Dyneengen har blitt dårlig skjøttet hittil, og må antas å fortsette i samme trend. Ettersom dyneengen ikke er utsatt for særlig grad av sandflukt eller slitasjebetinget erosjon, blir tilstanden i dyneenga vurdert som *stabil*.

6.6 Tilstandsvurdering av plantefelt

Plantefeltet nord for dyneengen utgjør et areal på om lag 3 hektar. Plantefeltet domineres som kjent av furu og gran. Plantingen må antas å ha foregått på et tidspunkt mellom 1937 og 1963, ettersom flybildet fra 1937 hadde fravær av plantefelt, mens tresjiktet i 1963 var glissent. Siden har plantefeltet gjennomgått en jevn suksesjon. I 1989 var plantefeltet i ferd med å spre seg utover i svingeldynene, men har blitt skjøttet i senere tid.

Interessante funn som ble gjort i plantefeltet var få ettersom arealet i dag består av tett vegetasjon i samtlige sjikt, og derfor ikke ble grundig kartlagt. Når dette er sagt, ble det i østlige deler mot dyrket mark, observert spredte forekomster av røsslyng. Innslaget kan indikere at plantefeltet tidligere har vært dynehei, en av de mest truede naturtypene i landet. Antakelsen bekreftes av *Verneplan for Jærstrendene landskapsvernområde* fra 1976. Området i bakkant av dynene var på tidspunktet karakterisert av «*fine lyngheisamfunn*» dominert av røsslyng, klokkeling, og krekling. Nøyaktig lokalisering av lyngheisamfunnet er derimot ikke gitt.

I dag inngår skjøtsel av plantefeltet som en del av bevaringsmålet for området, der ett av formålene er å øke arealet av dyneeng og dynehei (Lundberg, 2010). Tilstanden i plantefeltet vurderes ut ifra bevaringsmålene til en *stabil* naturtype.

Kapittel 7. Konklusjon

Oppgaven hadde som mål å kartlegge økologisk tilstand i naturtyper på Skarasanden i Sola kommune i Rogaland. De ulike naturtypene ble kartlagt gjennom Fremstad (1997) - *Vegetasjonstyper i Norge*, og ble gitt en tilstandsvurdering basert på variabler definert i Lundberg (2013) - *Havstrandsnatur. Tilstand, overvåkning*. Naturtypenes tilstand ble også sett i lys av historiske flybilder.

Den økologiske tilstanden i naturtypene på Skarasanden er et resultat av naturlig dynamikk og slitasjebetinget erosjon. Forstyrrelsesfaktorenes påvirkning på landskapet kommer til uttrykk gjennom sekvensiell utforming, og faller inn under det økologiske ikke-likevektsparadigme. Naturtypene karakteriseres av mer eller mindre parallelle soneringer fra ytre til indre deler av landskapet. Soneringene utgjør en lokal basis økoklin, som i stor grad knyttes til salinitet og sandflukt.

Ytterst i sanddynekomplekset finner vi naken forstrand, en økologisk nisje forbeholdt salt og sandresistente arter. Vegetasjonen opptrer som ettårig tangvollvegetasjon, som fra år til år vil være bestemt av mengden avsatt driftmateriale. Forstranden avløses av en tilsvarende dynamisk fordynesone. Fordynene blir jevnlig erodert bort av stormer og springflo gjennom vinterhalvåret. Fordynene fungerer som en beskyttende dynefront til den større og mer stabile primærdynesonen. Primærdynene opprettholdes gjennom stabil sandtilførsel i kombinasjon med robuste sandakkumulerende arter. I bakkant av den beskyttende dynefronten, finnes et større arts mangfold i svingeldyner og dyneeng. Endring i artsdiversitet skyldes avtagende sandflukt, og dermed bedre vekstvilkår gjennom humusdannelse.

Sandflukt og bølgeerosjon som påvirkningsfaktorer for tilstand, kan sees i lys av bruksintensitet, både i dag og gjennom historien. Gjennom flybildetolkning ble det avdekket store endringer i slitasjegrad i løpet av 80 år. Den tydelige slitasjetendensen på 1930-tallet, var med stor sannsynlighet et resultat av taresanking for det lokale jordbruket. Sekundærsuksesjonen som siden tok til fra 1937-1963, kan forklares gjennom overgangen fra manuell sanking, til maskinell tråling. Større mengder driftmateriale i strandsonen, gav grobunn for vegetasjon, og dermed etablering av en beskyttende dynefront. Taretrålingen kan samtidig se ut til å ha påvirket den naturlige erosjonen. Intensiv fjerning av bølgedempende tareskog fra

1960 årene, kan ha påvirket bølgeerosjonens intensitet, da målingene av dynefrontbevegelse viste en generell tilbaketrekning av primærdynefronten fra 1963-1989.

Den varierende dynefrontstabiliteten må også antas å ha sammenheng med generell ferdsel og bruk. I 1963 var slitasjegraden generelt lav, og dynefronten lå plassert langt ute. I 1979 og 1989 var ferdsel og slitasje mer intensiv, og dynefronten trakk seg tilbake.

Fra 1989-2009 har dynefronten fra midtre deler til nordre deler ekspandert, et resultat av tettere vegetasjon og dermed akkumulasjon av sand. En tettere dekningsgrad av vegetasjon kan sees i lys av kanalisering av ferdsel og et strengere regelverk for bruk. Kanalisert ferdsel er derimot synonymt med kanalisert slitasje, noe som spesielt kommer til uttrykk i baklandskapet. Den intensive ferdselen må sees som en trussel for de naturlige verneverdiene, men kan i moderat grad virke positivt for opprettholdelse av artsdiversiteten. Slitasjen er også fremtredende for ytre deler av landskapet, og må sees som en indirekte trussel for artsdiversiteten i baklandskapet, da degradering av vegetasjonen vil generere sandflukt. Trusler for stedegen artsdiversitet må også sees i lys av innslag av fremmedarter og problemarter. Skarasanden innehar ulike fremmedarter der enkelte kan være i ferd med å utkonkurrere stedegne arter.

Skarasandens sårbare og dynamiske naturtyper vil i et langsiktig perspektiv antas å bli utsatt for økt press. Klimaprognoser kan føre til større grad av naturlig erosjon, som kombinert med tiltakende ferdsel og bruk, kan få store degraderende effekter. Nord-Jæren er en region i stadig vekst, og næringsutvikling, bedret infrastruktur og demografisk vekst, må antas å kunne påvirke slitasjebetinget erosjon. Når dette er sagt, vil et økt fokus på forholdet mellom bruk og vern antas å tilrettelegge for en bærekraftig bruk i årene fremover.

Litteratur

- Andersen, B. 1979. *The deglaciation of Norway 15000-10000 B.P.* Boreas, 8: 79-87.
- Andersen, S., Strand, Ø. & Strand, H.K. 2012. *Marin karbonfangst og matproduksjon*. Rapport fra havforskningen. Nr. 25-2012. Havforskningsinstituttet. Bergen.
- Arnott, R. D. 2010. *Introduction to Coastal Processes and Geomorphology*. Cambridge University Press, New York.
- Artsdatabanken. 2009. *Naturtyper i Norge - Ny typeinndeling av norsk natur*. Artsdatabanken. Trondheim
- Bird, E.C.F. 1985a. *Coastal changes: A global view*. Wiley, Chichester.
- Bjørkelo, K., Bjørnerød, A. & Nilsen, A. 2009. *Kartografi for AR5*. Norsk institutt for Skog og Landskap. Ås
- Bond, W.J. 1994. *Keystone species*. Pp. 237-254 in Schultz, E-D.; Mooney, H.A. (Eds): *Biodiversity and ecosystem function*. Springer, New York.
- Botkin, D.B. & Sobel, M.J. 1975. *Stability in timevarying ecosystems*. Am. Nat. 109:625-46.
- Bugge, H. C. 2011. *Lærebok i miljøforvaltningsrett*, Oslo, Universitetsforlaget.
- Bär, A., Aune, S. & Carlsen T.H., 2011. *Oppfølging av verneområder, videreføring og utprøving av overvåkingsmetodikk*. Bioforsk Rapport vol. 6 nr. 147.
- Clarke, M. L. & H. M. Rendell. 2011. *Atlantic storminess and historical sand drift in Western Europe: implications for future management of coastal dunes*. Journal of Coastal Conservation 15 (1), 227–236
- Clements, F.E. 1916. *Plant succession: An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington.
- Chorley, R.J. & Kennedy, B.A. 1971. *Physical geography: A systems approach*. Prentice-Hall International, London.
- Christie, H., Rinde, E., Fredriksen, S. & Skadsheim, A. 1994. *Økologiske konsekvenser av taretråling: Restituering av tareskog, epifytter og hapterfauna etter taretråling ved Rogalandskysten*. NINA Oppdragsmelding 295: 1-29.
- Cox, C.B & Moore, P.D. 2010. *Biogeography: an ecological and evolutionary approach*, Hoboken, N.J., Wiley.
- Cowles, H.C. 1899. The ecological relations of the vegetation on the sanddunes of Lake Michigan. Botanical Gazette, Vol. 27, No. 5 (May, 1899), pp. 361-391.
- Daubenmire, R.F. 1974. *Plants and environment, a textbook of plant autecology*. 3rd edn. Wiley, New York.

- Direktoratet for naturforvaltning. 2006. *Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13* 2.utgave 2006 (oppdatert 2007).
- Direktoratet for naturforvaltning. 2013. *Handlingsplan mot rynkerose Rosa rugosa*. Rapport 1-2013
- Doody, J.P. 2001. *Coastal Conservation and Management: an Ecological Perspective*. Kluwer, Academic Publishers, Boston, USA, 306 pp. Conservation Biology Series, 13
- Doody, J.P. ed. 2008. *Sand Dune Inventory of Europe, 2nd Edition*. National Coastal Consultants and EUCC - The Coastal Union, in association with the IGU Coastal Commission.
- Doody, J.P., 2013. *Sand Dune Conservation, Management and Restoration*, Dordrecht, Springer Netherlands.
- Eide, N., Evju, M., Hagen, D., Blumentrath, S., Wold, L.C., Fangel, K. & Gundersen, V. 2011. *Pilotprosjekt bevaringsmål i store verneområder*. NINA Rapport 652. 147 s.
- Engum, H. C. 2006. *Alpine tre- og skoggrenseendringer. Indikator på klimaforandringer eller endret arealbruk? En studie i Bergsdalen Vaksdal kommune*. Mastergradsoppgave ved institutt for geografi. Universitetet i Bergen, 2006.
- Farina, A. 2006. *Principles and methods in landscape ecology: Toward a Science of Landscape*, Dordrecht, Springer.
- Fremstad, Eli. 1997. *Vegetasjonstyper i Norge*. NINA Temahefte 12. 1-279.
- Fremstad, E. 2007a. *Rynkerose*. Artsdatabankens faktaark, nr 245. Artsdatabanken, 2012. Tilgjengelig fra: www2.artsdatabanken.no/faktaark/Faktaark245.pdf
- Fremstad, E. 2007b. Landøyda *Senecio jacobaea* erobrer nytt land. *Blyttia* 65: 114-120.
- Fylkesmannen i Rogaland. 2003. *Jærstrendene landskapsvernområde, Rapport om forvaltning 2002 – 2003*. Fylkesmannen i Rogaland, miljøvernavdelingen.
- Fylkesmannen i Rogaland. 2008. *Tilrettelegging og formidling Jæren Landskapsvernområde. Plangrunnlag til forvaltningsplan for Jærstrendene*. Fylkesmannen i Rogaland, miljøvernavdeling.
- Ganderton, P & Coker, P. 2005. *Environmental biogeography*, Harlow, Pearson Prentice Hall.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. *Fremmede arter i Norge med norsk svarteliste 2012*. Artsdatabanken, Trondheim
- Gjershaug, J.O., Rusch, G.M., Öberg, S. & Qvenild, M. 2009. *Alien species and climate change in Norway: An assessment of the risk of spread due to global warming*. Trondheim, NINA.

- Greig-Smith, P. 1961. *Data on pattern within plant communities. II. Ammophila arenaria (L.) Link.* Journal of Ecology 49: 703-708.
- Grime, J. P. 2001. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties, second edition.* West Sussex, England, John Wiley & Sons Ltd.
- Haines-Young, R., Green, D.R., & Cousins S.H. 1993: *Landscape ecology and GIS.* Taylor og Francis Ltd.
- Hall, A.D. & Fagan, R.E. 1956. *Definition of a system.* General Systems Yearbook, 1 (18).
- 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. 2008a. *Naturtyper i Norge – et nytt redskap for å beskrive variasjonen i naturen. Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 1: 1-17.*
- 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. 2008b. *Tilstandsvariasjon (tilstandsøkolinier og objektinnhold). Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 9. 1-97.*
- 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 – Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1: 1-210.*
- Halvorsen, R. 2011. *Faglig grunnlag for naturtype - overvåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy.* Naturhistorisk museum. Oslo, 2011. Rapport 10.
- Hesp, P.A. 2000. *Coastal Dunes, Forest research (Rotorua) and NZ coastal dune vegetation network (CDVN)* 28 pp.
- Hesp, P.A. & Martinez, M.L. 2007. *Disturbance Processes and dynamics in Coastal Dunes: Johnson, E.A. & Miyanishi, K. 2007. Plant disturbance ecology: the process and the response,* Amsterdam, Elsevier/AP.
- Herikstad, E. 1956. *Organogene sanddyner, vegetasjon og flora i flygesandområdet Orre-Reve på Jæren.* Univ. Oslo, hovedfagsoppgave. 187 s.
- Heywood, D.I., Cornelius, S. & Carver, S. 2011. *An introduction to geographical information systems,* Harlow, Prentice Hall.
- Høiland, K. 1974. *Sandstrender, sanddyner og sanddynevegetasjon med eksempler fra Lista.* Blyttia 32, 103-118.
- Kent, M. og Coker, P. 1992. *Vegetation Description and analysis: A practical approach.* Belhaven Press, London.
- Klinka, K. (1989) *Indicator plants of coastal British Columbia,* Vancouver, University of British Columbia Press.

- Kolstrup, E. 1997: *Wind blown sand and palynological records in past environments*. Aahus Geoscience 7, 91-100.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Larsen, G. 1977. *Vegetasjonen i sanddynene på Lista*, Bergen.
- Larsson J. Y. & Rekdal Y. 2005. Veiledning i vegetasjonskartlegging M 1:20 000 – 50 000. NIJOS rapport nr. 5/05. Ås
- Lepš, J. & Šmilauer, P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press.
- Lindgaard, A & Henriksen, S. (red.). 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim
- Ludwig, J.A & Reynolds, J.F. 1988. *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley and Sons Inc. Hoboken, New Jersey.
- Lundberg, A & Losvik, M.H. 1993. *Dry coastal ecosystems of central and south Norway: Maarel, Eddy van der*. 1993. *Dry coastal ecosystems: polar regions and Europe*, Amsterdam, Elsevier Scientific.
- Lundberg, A. 1987. *Sand dune vegetation on Karmøy, SW Norway*. - *Nord. J. Bot.* 7: 453-477.
- Lundberg, A. 2005. *Landskap, vegetasjon og menneske gjennom 400 år*. Bergen, Fagforlaget.
- Lundberg, A. 2010. *Naturtyper, biologisk mangfold og bevaringsmål i Jærstrendene landskapsvernområde*. Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavdelinga. Miljørapport 2010, 4.
- Lundberg, A. 2013. *Havstrandsnatur. Tilstand, overvåkning*. DN-utredning 6-2013. Direktoratet for naturforvaltning.
- Marrs, R.W. & Kolm, K.E. 1982. *Interpretation of windflow characteristics from eolian landforms*, Boulder, Colo., The Society.
- Martínez, M.L & Psuty, N.P. 2008. *Coastal Dunes: Ecology and Conservation*, Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Psuty, N.P. & Silveira, T.M. 2013. *Restoration of Coastal Foredunes, a Geomorphological Perspective*: Martínez, M.L, Gallego-Fernández, J.B. & Hesp, P.A. 2013. *Restoration of Coastal Dunes*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg.
- Nordstrom, K.F. & Jackson, N.L. *Foredune Restoration in Urban Setting*. 2013: Martínez, M.L, Gallego-Fernández, J.B. & Hesp, P.A. 2013. *Restoration of Coastal Dunes*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg.
- Mathez, E.A. 2009. *Climate change: the science of global warming and our energy future*. New York, Columbia University Press.
- Maun, M.A. 2009. *The biology of coastal sand dunes*. Oxford Univ. Press, Oxford. 265 s.

- Miljøverndepartementet. 2005. *Taretråling - endring av verneforskrifter for sjøfuglreservater i Sogn og Fjordane, Hordaland og Rogaland fylker*. Fastsatt ved kgl.res. 07.10.2005, regjeringen Bondevik II.
- Miljøverndepartementet. 2009. *Om lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven)*. Ot.prp. nr. 52 (2008–2009) Oslo.
- Michener, W.K., Baerwald, T.J., Firth, P., Palmer, M.A., Rosenberger, J.L., Sandlin, E.A., & Zimmermann, H. 2001. *Defining and Unraveling Biocomplexity*. Bioscience Vol. 51 No. 12 .
- Molles, Manuel C. 2010. *Ecology: concepts & applications*, Boston, McGraw-Hill Higher Education.
- Naustdal, J. 1945. *Om Carex Otrubae i Noreg*. Blyttia. Bind 3. Hefte 1. Oslo, 1945
- Nordstrom, K.F. 2000. *Beaches and Dunes of Developed Coasts*. Cambridge, Cambridge University Press.
- O'Sullivan, D. & Unwin, D.J. 2003. *Geographic Information Analysis*. John Wiley & Sons, Inc.
- Packham, J.R. & Willis, A.J. 1997. *Ecology of Dunes, Salt Marsh and Shingle*. Chapman & Hall, 2-6 Boundary Row, London SE1 8HN, UK
- Pedersen, O. 2009. *Strandplanter på vandring – om nye, langdistansespredte havstrandsplanter*, spesielt på Lista. Blyttia 67: 75-94.
- Pickett, S.T.A., Parker, T. & Fiedler, P.L. 1992. *The New paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species level*: Fiedler, P.G. & Jain, S.K. (red.). Conservation Biology - The theory and practice of nature conservation and management. 65-88. Chapman and Hall, New York.
- Preston, C.D., Pearman, D.A. & Dines, T.D. (red.) 2002. *New atlas of the British and Irish flora*. Oxford University Press, Oxford.
- Putman, R.J. & Wratten, S.D. (1984) *Principles of ecology*, Berkeley and Los Angeles, California, University of California press.
- Pye, K., Saye, S.E. & Blott, S.J. 2007. *Sand dune processes and management for flood and coastal defence. Part 4: Techniques for sand dune management*. DEFRA / Environment Agency Joint R & D. Programme Technical Report FD1392/TR. DEFRA, London.
- Qian B, Saunders M.A. 2003. Seasonal predictability of wintertime storminess over the North Atlantic. *Geophys Res Lett* 30 (13):1698. doi:10.1029/2003GL017401
- Ranwell, D. S. 1972. *Ecology of salt marshes and sand dunes*, London, Chapman and Hall.
- Sherman, D.J & Nordstrom, K.F. 1994. *Hazards of wind-blown sand and coastal drift sands: a review*: Finkl C.W. (ed.) *Coastal Hazards: perception susceptibility and mitigation*. Journal of Coastal Research. SI 12: 263–275

- Storhaug, R. 2011. *Handlingsplan mot framande skadelege artar i Rogaland*. Stavanger. Fylkesmannen i Rogaland.
- Sulebak, J.R. & Sjøstrøm, K.H. 2007. *Landformer og prosesser: en innføring i naturgeografiske tema*. Bergen. Fagbokforlaget.
- Swift, D.J.P. 1976. *Coastal sedimentation*. Stanley, D.J., & Swift, D.J.P. (Eds.). *Marine Sediment Transport and Environmental Management*. Wiley, New York.
- Townsend, C.R., Begon, M & Harper, J.L. 2008. *Essentials of ecology*, Malden, Mass. Blackwell.
- Thomsen, H. 1988. *Jærlandskapet forandrer seg*. Hå kommune ved kulturetaten.
- Van der Meulen, F., Jungerius, P. D. & Visser, J. (eds.). 1989. *Perspectives in coastal dune management*. SPB Academic, The Hague.
- Ødegaard, F., Brandrud, T.E., Hansen, L.O., Hanssen, O., Öberg, S., Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Sandområder -et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II – NINA Rapport 712. 82 s.
- Whittaker, R. H. 1967. *Gradient analysis of vegetation*. Biological Reviews, 42: 207–264. doi: 10.1111/j.1469-185X.1967.tb01419.x
- Whittaker, R.H., & Levin, S.A. 1977. *The role of mosaic phenomena in natural communities*. *Theor. Pop. Biol.* 12: 117-39.

Nettreferanser

- Artsdatabanken. 2010a. *Rødliste for arter 2010. Kystengkall*. Tilgjengelig fra: <http://artsdatabanken.no/Databank?query=kystengkall>
- Artsdatabanken. 2010b. *Rødliste for arter 2010. Sandnattlys*. Tilgjengelig fra: <http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/#/Rodliste2010/Vurdering/Oenothera+ammo+phila/46390>
- Artsdatabanken. 2010c. *Trusler mot Norges naturmangfold i 2010: Miljødirektoratet*. 2013. *Truede arter*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Naturmangfold/Truede-arter/>
- Artsdatabanken. 2012. *Fremmede arter i Norge. Jærlupin*. Tilgjengelig fra: <http://databank.artsdatabanken.no/FremmedArt2012/N61941>

- Artsdatabanken. 2012. *Naturtypebasen. Ordliste. Definisjon av artssammensetning*. Tilgjengelig fra: <http://www.naturtyper.artsdatabanken.no/#/Home/Ordliste>
- Biologisk Institutt, UiO. 2011. *Definisjon av Transekt*. Tilgjengelig fra <http://www.mn.uio.no/bio/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/t/transekt.html>
- Direktoratet for naturforvaltning. 2012. *Vernet areal på Norges fastland*: Miljødirektoratet. 2013. *Vernet natur*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Naturmangfold/Vernet-natur/>
- Naturmangfoldloven. 2009. *Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven av 19.06.2009, nr. 100)*. Tilgjengelig fra: http://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100?q=naturmangfoldloven*
- Miljødirektoratet. 2013. *Verneformer*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Verneomrader/Verneformer/>
- Norsk flyfoto AS. Dato ukjent. Tilgjengelig fra: <http://fylker.miljostatus.no/Rogaland/Tema-A-A/Naturomrade/Verna-natur/Lag-Jaren/>

Vedlegg: Overvåkning av slitasjebetinget erosjon. O = overvåkningspunkt, R = registreringslinje

OIRI														
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti	Sti	Sti	Overgang	Upåvirket
Reglinje: 500cm	185-200	200-215	215-230	230-245	245-260	260-275	275-290	290-305	305-320	320-335	350-365	365-380	380-395	395-410
Erosjon gj snitt: 5cm														
Bunnsjikt %	50	100	100	30	30	0	0	0	0	0	0	0	0	20
Høyde cm	5	5	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Feltsjikt %	100	100	100	100	100	100	100	100	100	80	60	50	100	100
Høyde cm	20	20	20	10	10	10	10	5	5	10	5	5	30	30
Engkransmose	0	60	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
Matteflette	50	40	40	30	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lupin	15	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	10
Løvetann	5	5	5	0	2	0	5	20	5	10	5	10	10	10
Rødsvingel	50	60	60	80	80	90	90	70	70	70	50	50	60	60
Engrapp	0	10	10	0	0	10	5	10	10	5	0	0	0	10
Kystengkall	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	15
Sisselrot	20	15	15	15	15	0	0	0	0	0	0	0	25	10
Hvitkløver	10	5	5	0	0	0	0	20	15	10	0	0	10	5
Rødkløver	0	5	5	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0
Groblad	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0
Sandstarr	0	0	0	5	5	0	0	0	0	5	0	0	0	2
Gulmaure	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Strandrug	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Marehalm	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5

O1R2															
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Overgang	Upåvirket
Reglinje: 500cm	235-250	250-265	265-280	280-295	295-310	310-325	325-340	340-355	355-370	370-385	385-400	400-415	415-430	430-445	445-460
Erosjon gj snitt: 10 cm															
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Feltskjikt %	100	100	70	50	50	20	10	15	10	10	10	20	30	70	100
Høyde cm	30	30	15	10	10	5	5	5	2	2	2	2	5	15	20
Engkransmose	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0
Lupin	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Løvetann	0	0	0	5	5	0	0	0	2	0	0	0	0	5	5
Rødsvingel	50	80	60	30	20	20	10	15	10	10	10	20	30	10	40
Engrapp	5	0	10	0	5	0	2	0	0	0	0	0	0	5	2
Kystengkall	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	10
Sisselrot	20	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	15
Groblad	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandstarr	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hundekjeks	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tunrapp	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandrug	10	0	0	0	10	0	0	15	0	0	2	5	5	10	15
Marehalm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
Gulmaure	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skjermesveve	10	5	0	20	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15

OIR3										
Sone	Upåvirket	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Overgang	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 5 cm										
Reglinje: 300cm	135-150	150-165	165-180	180-195	195-210	210-225	225-240	240-255	255-270	270-285
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	60	60	40	30	30	20	20	100	100
Høyde cm	10	10	10	5	5	5	5	5	20	20
Løvetann	10	0	5	2	5	0	0	0	5	10
Rødsvingel	60	50	40	30	20	20	20	20	50	60
Engrapp	5	5	5	2	0	5	0	0	0	0
Hvitkløver	20	10	10	5	0	0	0	0	20	15
Groblad	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0
Strandrug	5	0	5	5	0	0	0	0	10	0
Marehalm	10	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Skjærmsveve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Blåklukke	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10

OIR4										
Sone	Upåvirket	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Overgang	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 5 cm										
Reglinje: 300cm	125-140	140-155	170-190	190-205	205-220	205-220	220-235	235-250	250-265	265-280
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	50	40	40	30	10	20	20	100	100
Høyde cm	10	10	10	5	5	2	5	5	20	20
Løvetann	10	0	5	2	5	0	0	0	5	10
Rødsvingel	60	40	20	30	20	5	20	20	50	50
Engrapp	5	5	5	2	0	5	0	0	0	0
Hvitkløver	20	10	10	5	0	0	0	0	20	30
Groblad	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0
Strandrug	5	0	5	5	0	0	0	0	10	0
Marehalm	10	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Skjærmsveve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Blåklukke	0	0	0	0	0	0	0	0	10	5

OIR5														
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 20 cm														
Reglinje: 300 cm	85-100	100-115	115-130	130-145	145-160	160-175	175-190	190-205	205-220	220-235	235-250	250-265	265-280	280-295
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	80	70	70	60	60	60	60	50	50	60	50	50	100
Høyde cm	30	30	20	20	20	10	10	5	5	5	10	5	15	20
Løvetann	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5
Rødsvingel	40	30	30	40	50	50	40	50	40	50	40	50	30	50
Engrapp	0	0	0	10	5	5	5	0	0	0	0	0	10	2
Sisselrot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
Hvitkløver	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Groblad	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0
Tunrapp	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandrug	5	5	15	15	10	10	10	10	10	0	15	0	10	10
Marehalm	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Skjermesveve	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Blåklukke	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Gulmaure	15	15	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

O2R1						
Sone	Upåvirket	Sti	Sti	Sti	Sti	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 5 cm						
Reglinje: 250 cm	135-150	150-165	165-180	180-195	195-210	210-225
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	80	80	80	90	100
Høyde cm	15	5	5	5	5	20
Løvetann	10	5	5	5	5	10
Rødsvingel	40	70	70	70	70	40
Engrapp	10	5	5	5	5	10
Sisselrot	5	0	0	0	0	15
Hvitkløver	5	0	0	0	0	5
Marehalm	5	0	0	0	0	5
Gulmaure	5	0	0	0	0	10
Sandvier	40	10	10	10	20	40

O2R2						
Sone	Upåvirket	Overgang	Sti	Sti	Overgang	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 5 cm						
Reglinje: 200 cm	85-100	100-115	115-130	130-145	145-160	160-185
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	100	80	80	80	100
Høyde cm	10	10	5	5	10	10
Løvetann	5	5	5	0	5	5
Rødsvingel	60	80	70	80	70	80
Engrapp	5	0	0	0	0	5
Kystengkall	5	0	0	0	0	0
Sisselrot	10	0	0	0	0	0
Skjermesveve	0	0	0	0	5	0
Sandvier	20	20	5	0	0	20

O2R3											
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 5 cm											
Reglinje: 400 cm	135-150	150-165	165-180	180-195	195-210	210-225	225-240	240-265	265-280	280-295	295-310
Bunnsjikt %	40	30	30	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	90	90	80	80	20	30	20	30	30	100
Høyde cm	20	20	15	15	10	10	15	10	15	10	15
Engkransmose	40	30	30	0	0	0	0	0	0	0	0
Løvetann	10	5	5	10	10	0	0	0	0	5	5
Rødsvingel	30	25	25	20	20	0	0	0	0	0	20
Engrapp	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	5
Kystengkall	0	0	0	15	15	0	0	0	0	0	15
Sisselrot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Sandstarr	0	5	5	5	5	0	0	0	0	0	5
Strandrug	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Marehalm	10	10	10	5	5	10	15	10	15	10	10
Skjermesveve	20	10	10	5	5	0	0	0	0	0	15
Gulmaure	10	5	5	5	5	0	0	0	0	0	0
Sandvier	25	20	20	15	15	5	5	5	10	10	5
Krekling	15	10	10	5	5	5	10	5	5	5	0

O2R4								
Sone	Upåvirket	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 10 cm								
Reglinje: 250 cm	65-80	80-95	95-110	110-125	140-155	155-170	170-195	195-210
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	80	60	60	60	50	60	70	100
Høyde cm	15	15	10	10	5	10	10	10
Løvetann	5	10	10	5	10	5	10	5
Rødsvingel	20	15	20	30	20	10	40	50
Engrapp	5	0	10	10	5	5	10	10
Kystengkall	15	0	0	0	0	0	0	10
Sisselrot	0	0	0	0	0	0	0	5
Sandstarr	2	5	5	10	5	5	2	2
Hundekjeks	0	0	0	0	0	0	0	0
Tunrapp	2	10	5	0	5	0	0	0
Strandrug	0	0	0	0	0	10	2	0
Marehalm	20	5	0	10	5	0	5	5
Furu	0	0	0	0	0	0	0	0
Skjærmsveve	10	10	10	5	0	10	0	10
Gulmaure	0	5	0	0	0	15	0	5

O2R5														
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Overgang	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 30 cm														
Reglinje: 250 cm	15-30	30-45	45-60	60-75	75-90	90-105	105-120	120-135	135-150	150-165	165-180	180-195	195-210	210-225
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
Feltskjikt %	80	70	70	10	2	2	5	2	10	5	5	10	50	80
Høyde cm	20	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	20
Engkransmose	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
Løvetann	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	10
Rødsvingel	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Engrapp	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Kystengkall	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Sandstarr	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandrug	10	20	10	10	2	2	5	2	10	5	5	10	15	20
Marehalm	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	10
Skjermesveve	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Gulmaure	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandvier	15	40	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

O3R1																						
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Overgang	Overgang	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 5 cm																						
Reglinje: 350 cm	85-100	100-115	115-130	130-145	145-160	160-175	175-190	190-105	105-120	120-135	135-150	150-165	165-180	180-195	195-210	210-225	225-240	240-255	255-270	270-285	285-300	300-315
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	80	80	80	80	80	80	80	80	70	70	70	70	70	20	20	10	10	20	70	70	100
Høyde cm	15	10	10	10	10	20	20	10	10	10	10	10	10	10	5	5	5	5	5	10	10	20
Løvetann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	10	5	0	5	0
Rødsvingel	90	80	80	80	80	80	80	80	80	70	70	70	70	60	0	0	0	0	0	70	70	90
Engrapp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Groblad	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandstarr	10	2	2	2	2	2	2	2	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandrug	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	10	0	0	0	0	5
Marehalm	10	5	5	2	0	5	0	5	5	2	0	0	0	0	0	5	0	0	0	5	5	10
Skjermesveve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
Strandskolm	30	10	10	5	5	5	10	10	5	0	0	2	0	0	2	5	0	0	5	0	10	20

O3R2															
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 5 cm															
Reglinje: 250 cm	25-40	40-55	55-70	70-85	85-100	100-115	115-130	130-145	145-160	160-175	175-190	190-205	205-220	220-235	235-250
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	100	70	80	20	20	20	20	80	80	80	80	80	100	100
Høyde cm	30	20	10	10	5	5	5	5	10	10	15	15	10	20	30
Løvetann	10	5	5	0	2	0	0	0	5	2	2	0	10	5	5
Rødsvingel	80	80	60	70	20	20	20	20	70	80	70	80	70	80	90
Strandrug	0	0	0	0	5	0	2	0	5	0	0	0	0	5	10
Marehalm	20	10	2	0	0	2	0	5	0	2	2	0	0	2	5
Skjærmsveve	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandskolm	10	15	5	10	0	0	0	0	0	0	10	5	10	5	20

O3R3															
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Overgang	Overgang	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 10 cm															
Reglinje: 250 cm	25-40	40-55	55-70	70-85	85-100	100-115	115-130	130-145	145-160	160-175	175-190	190-205	205-220	220-235	235-250
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	90	60	60	60	60	40	10	10	10	10	10	20	70	70	100
Høyde cm	30	20	20	20	20	20	5	5	5	5	5	5	20	20	30
Løvetann	0	5	0	2	0	2	0	5	0	0	0	5	0	5	10
Rødsvingel	70	40	40	40	40	40	10	5	10	10	10	10	30	30	50
Engrapp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	5
Sandstarr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Strandrug	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5
Marehalm	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	10
Skjærmsveve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	10
Strandskolm	10	15	20	20	20	0	0	0	0	0	0	0	10	15	10

O3R4								
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 10 cm								
Reglinje: 200 cm	55-70	70-95	95-110	110-125	125-140	140-155	155-170	170-195
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	90	80	40	30	30	50	100
Høyde cm	15	15	10	5	2	2	10	15
Løvetann	10	5	10	0	0	5	0	2
Rødsvingel	70	50	50	20	30	20	40	60
Engrapp	0	0	0	0	0	0	0	2
Strandrug	5	5	5	5	0	0	5	5
Marehalm	0	10	5	5	0	0	10	10
Skjærmsveve	0	0	0	0	0	0	0	10
Gulmaure	5	10	10	0	0	0	0	0
Strandskolm	15	20	5	10	0	0	5	20

O3R5										
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Overgang	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 5 cm										
Reglinje: 200 cm	35-50	50-65	65-80	80-95	110-125	125-140	140-155	155-170	170-185	185-200
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	100	80	60	50	60	60	60	80	100
Høyde cm	15	10	10	2	2	2	2	2	2	20
Løvetann	10	5	0	5	0	0	10	0	5	10
Rødsvingel	70	80	80	50	50	50	50	50	70	100
Engrapp	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0
Strandrug	10	5	0	5	0	10	0	0	0	0
Gulmaure	15	10	5	0	0	0	0	0	2	5
Strandskolm	0	0	0	0	0	0	0	0	5	10

O4 R1																	
Sone	Upåvirket	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)
Erosjon gj snitt: 30 cm																	
Reglinje: 450cm	15-30	30-45	45-60	60-75	75-90	90-105	105-120	120-135	135-150	150-165	165-180	180-195	110-125	140-155	155-170	170-185	185-200
Bunnsjikt %	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltsjikt %	60	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Engkransmose	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Løvetann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rødsvingel	20	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Engrapp	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kystengkall	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandrug	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Marehalm	20	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Furu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skjermesveve	20	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandnattlys	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Upåvirket
200-215	215-230	230-245	245-260	260-275	275-290	290-305	305-320	320-335	335-350	350-365	365-380	380-395	395-410	410-425	425-440	440-455	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	10	20	40	70	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	10	0	10	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	15	20	0	5	15	20	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	10	5	5	40	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0

O4R2																				
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang
Erosjon gj snitt: 30 cm																				
Reglinje: 400cm	100-115	115-130	130-145	145-160	160-175	175-190	190-205	205-220	220-235	235-250	250-265	265-280	280-295	295-310	310-325	325-340	340-355	355-370	370-385	385-400
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt%	80	70	60	60	60	30	10	10	10	10	30	40	70	70	70	70	70	70	70	80
Høyde cm	15	10	10	15	15	10	10	5	5	5	5	20	15	10	10	20	15	15	10	10
Løvetann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2
Rødsvingel	70	50	60	50	50	20	10	5	0	10	10	0	50	70	60	50	60	60	50	60
Engrapp	50	2	2	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	2	2	2	0	0	2	5
Kystengkall	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	10	0	0	0	0	0	2	10
Hvitkløver	0	0	0	0	0	0	2	5	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandstarr	0	2	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	5	0	2	0	0	0	0	0
Strandrug	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Marehalm	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5	0	0	0	5	0	10	0	10	0
Skjermseve	20	15	0	5	5	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	20	0	10	0	5

O4R3																
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 10 cm																
Reglinje: 300cm	0-15	30-45	45-60	60-75	75-90	90-105	105-120	120-135	135-150	150-165	165-180	180-195	195-210	210-225	225-240	240-255
Bunnsjikt %	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	90	80	60	80	80	80	80	80	80	40	60	30	5	10	10	90
Høyde cm	15	15	10	10	10	15	15	15	10	10	15	10	5	5	5	20
Engkransmose	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Løvetann	0	0	10	0	0	5	10	5	10	0	0	5	0	0	0	5
Rødsvingel	70	60	50	60	80	40	40	50	70	10	50	20	0	10	10	60
Engrapp	5	5	0	0	0	0	20	5	0	10	0	5	0	0	0	5
Kystengkall	10	10	0	5	0	10	10	20	0	20	10	0	0	0	0	20
Groblad	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
Sandstarr	5	5	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

O4R4													
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)
Erosjon gj snitt: 30 cm													
Reglinje: 500cm	85-100	100-115	115-130	130-145	145-160	160-175	175-190	190-205	205-220	220-235	235-250	250-265	265-280
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	80	70	70	30	40	40	40	30	20	20	20	0	0
Høyde cm	20	20	15	15	20	10	20	5	5	5	5	0	0
Løvetann	5	10	10	2	0	0	0	5	0	5	0	0	0
Rødsvingel	50	30	30	0	10	20	20	20	15	15	0	0	0
Engrapp	5	0	0	2	5	15	0	5	5	0	0	0	0
Kystengkall	10	20	20	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sisselrot	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandstarr	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Tunrapp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandrug	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	20	0	0
Marehalm	5	10	10	5	20	5	15	0	0	0	0	0	0
Skjærmsveve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Upåvirket
280-295	295-310	310-325	325-340	340-355	355-370	370-385	385-400	400-415	415-430	430-45	445-460	460-475	475-490	490-505
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40	10	5	60	45	0	40	20	20	5	10	30	0	0	90
20	5	5	20	15	0	15	10	20	5	0	0	0	0	20
5	5	5	5	0	0	5	0	0	5	0	5	0	0	10
5	5	0	30	20	0	10	10	0	2	0	0	0	0	30
2	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	10
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	5	0	0	5	0	0	0	0	0	0	10
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
10	0	0	10	10	0	0	0	20	0	10	20	0	0	10
20	0	0	15	10	0	20	5	0	0	0	0	0	0	20
0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0

O5R1										
Sone	Upåvirket	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Overgang	Overgang	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 15 cm										
Reglinje: 200 cm	45-60	60-75	75-90	90-105	105-120	120-135	135-150	150-165	165-180	180-205
Bunnsjikt %	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	80	30	30	30	30	30	60	60	100
Høyde cm	30	20	5	5	5	5	5	15	20	30
Engkransmose	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Løvetann	10	5	0	2	2	0	5	5	0	5
Sandsvingel	60	50	20	30	30	20	20	40	40	60
Engrapp	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5
Sandstarr	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
Strandrug	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Marehalm	0	0	0	0	0	0	0	5	10	10
Skjjermsveve	15	10	0	0	0	0	0	10	10	20
Strandskolm	20	20	0	0	0	0	0	0	0	20
Vikke	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0

O5R2					
Sone	Upåvirket	Sti	Sti	Sti	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 10 cm					
Reglinje: 200 cm	55-70	70-85	85-100	100-115	115-130
Bunnsjikt %	20	0	0	0	0
Høyde cm	5	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	60	40	60	100
Høyde cm	20	10	5	5	20
Engkransmose	20	0	0	0	0
Løvetann	5	5	0	5	10
Sandsvingel	60	40	40	40	60
Engrapp	5	0	2	0	2
Sandstarr	2	0	0	5	0
Strandrug	2	0	0	0	0
Marehalm	5	0	0	0	20
Skjermesveve	0	10	0	0	0
Strandskolm	20	5	0	10	10
Vikke	10	0	0	0	20

OSR3												
Sone												
Erosjon gj snitt: 5 cm	Upåvirket	Overgang	Overgang	Sti	Sti	Sti	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Upåvirket
Reglinje: 200 cm	25-40	40-55	55-70	70-85	85-100	100-115	115-130	130-145	145-160	160-175	175-190	190-205
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	80	60	30	20	30	60	50	80	80	100	100
Høyde cm	20	20	15	5	5	10	10	10	10	15	20	30
Løvetann	10	5	5	5	0	0	0	0	2	0	5	5
Rødsvingel	80	50	40	20	20	20	50	60	60	60	60	60
Engrapp	2	5	0	0	0	0	2	0	0	0	5	0
Kystengkall	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sandstarr	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tunrapp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	15
Strandrug	5	2	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
Marehalm	10	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skjermesveve	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30
Strandskolm	30	10	15	5	0	0	10	10	20	20	5	10
Sandnattlys	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Ryllik	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0

OSR4											
Sone	Upåvirket	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)
Erosjon gj snitt: 5 cm											
Reglinje: 300 cm	85-100	100-115	115-130	130-145	145-160	160-175	175-190	190-205	205-220	220-235	235-250
Bunnsjikt %	60	40	40	40	40	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	5	5	5	5	5	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	100	100	90	90	90	90	70	70	60	60
Høyde cm	20	15	15	15	15	15	15	15	15	5	5
Engkransmose	60	40	40	40	40	0	0	0	0	0	0
Løvetann	10	5	5	2	2	2	0	0	2	0	2
Rødsvingel	40	50	50	50	50	50	50	60	70	50	60
Engrapp	5	0	5	2	2	2	0	5	0	0	0
Kystengkall	10	10	5	0	10	0	0	0	0	10	0
Rødkløver	5	0	0	0	0	15	0	5	0	0	0
Sandstarr	0	5	5	0	0	0	5	0	0	0	0
Tunrapp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandrug	0	15	10	5	5	0	0	0	0	0	0
Marehalm	20	5	10	0	0	10	5	0	0	0	0
Skjermesveve	20	10	15	5	0	5	10	0	0	0	0
Blåklukke	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
Strandskolm	15	10	5	30	30	10	10	0	0	2	0
Vikke	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0

Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Overgang	Overgang	Overgang	Overgang	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Sti (sand)	Overgang	Overgang	Upåvirket
250-265	265-280	280-295	295-310	310-325	325-340	340-355	355-370	370-385	385-400	400-415	415-430	430-445	445-460
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
60	60	60	70	70	80	70	60	60	50	70	80	90	100
5	5	5	15	15	15	15	5	5	0	0	0	20	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	2	2	2	0	0	2	0	0	2	0	2	5
60	60	60	50	50	60	60	60	60	50	50	60	60	70
0	0	0	2	2	2	5	0	2	0	0	0	0	2
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10
0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5	0	0
0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	2	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	5	5	10	0	0	0	0	0	0	0	10
0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	15
0	0	0	5	5	5	0	0	0	0	0	10	5	5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	10	10	10	0	0	0	0	20	5	5	10
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

O5R5								
Sone	Upåvirket	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Sti	Upåvirket
Erosjon gj snitt: 5 cm								
Reglinje: 200 cm	75-90	90-105	105-120	120-135	135-150	150-165	165-180	180-195
Bunnsjikt %	0	0	0	0	0	0	0	0
Høyde cm	0	0	0	0	0	0	0	0
Feltskjikt %	100	70	60	60	60	70	80	100
Høyde cm	25	15	5	5	5	5	10	25
Løvetann	0	5	0	0	5	0	0	5
Rødsvingel	60	50	60	60	60	70	70	60
Engrapp	0	0	5	0	0	0	5	2
Rødkløver	10	0	0	0	0	0	0	15
Strandrug	0	0	0	0	0	0	0	10
Marehalm	15	10	0	0	0	0	0	5
Skjermesveve	10	0	0	0	0	5	5	0
Strandskolm	15	5	0	0	0	0	5	15