

## 7 ANWENDUNGSBEISPIELE

Aufbauend auf die in Kapitel 6.3 beschriebenen Trainingsmaßnahmen soll in den folgenden Kapiteln auf die methodische Vorgehensweise zur wissensbasierten Klassifikation von Landsat-Satellitenbilddaten am Beispiel der Projektgebiete *Mongonmorit* und *Batschireet* eingegangen werden. Ein Anwendungsschwerpunkt liegt in der Nutzung von SRTM-Daten zur Unterstützung der Waldflächenerfassung im Rahmen einer wissensbasierten digitalen Klassifikation. In Kapitel 7.2 erfolgt in Hinblick auf die bestehende Waldbrandgefahr eine methodische Untersuchung zur Erfassung und zum Monitoring von Waldbränden in den Aimags *Tov*, *Selenge* und *Khentii* auf der Basis von MODIS „Aktive Fire“ Produkten. Neben der Visualisierung von räumlichen Verbreitungsmustern und dem Vergleich mit vorliegenden AVHRR-Brandauswertungen des ICC in Ulaanbaatar soll auch die Bedeutung von Reliefparametern zur Abschätzung des Brandpotenzials untersucht werden.

### 7.1 Wissensbasierte Klassifikation von Satellitenbilddaten

Nach HILDEBRANDT (1996) existieren mehrere Methoden, um eine rechnergestützte Klassifizierung von Satellitenbilddaten durchzuführen. Prinzipiell lassen sich diese in zwei wesentliche Verfahren unterteilen. Zum einen in die so genannte überwachte Klassifizierung, bei der wissensbasiert, also von bereits bekannten Erscheinungen, ausgegangen wird und das Bild schrittweise klassifiziert wird, und zum anderen in die unüberwachte Klassifizierung, bei der das Bild nur anhand statistischer Verfahren in verschiedene Klassen unterteilt wird. Die Verfahren zur überwachten Klassifizierung haben alle den gleichen Grundgedanken: *„Der Rechner soll mit Hilfe eines vorgegebenen Algorithmus alle Bildelemente suchen, die eine gleiche oder ähnliche Grauwert- oder Farbwertkombination aufweisen, wie die Bildelemente zuvor definierter Muster der zu differenzierenden Klassen“* (HILDEBRANDT 1996:533). Dazu werden im Voraus repräsentative Musterklassen bzw. Trainingsgebiete der zu differenzierenden Klassen festgelegt, von denen bekannt ist, zu welcher Klasse sie gehören.

Eine Musterklasse kann aus mehreren Trainingsgebieten bestehen. Dies ist sinnvoll, damit ein größtmöglicher Dynamikbereich an Grauwertkombinationen, die eine Objektklasse repräsentieren, enthalten ist und das Klassifizierungsergebnis verbessert wird. Die Klassifizierung eines unbekanntes Bildpunktes geschieht aufgrund seiner Lage im Merkmalsraum, also aufgrund seines Abstandes zu den bekannten Clustern, wobei die Zuordnungskriterien je nach Verfahren

variieren. Je besser sich also die spektralen Merkmale einzelner Objekte gegeneinander abgrenzen, desto besser wird die Klassifizierung sein. Spektrale Übergangsbereiche, Mischsignaturen und lokale Variationen (zum Beispiel bei unterschiedlichen Aufnahmebedingungen und Beleuchtungsverhältnisse wie Sonnen- und Schattenseiten bei Hängen) führen oft zu Fehlinterpretationen. Zur Verbesserung dieses topographischen Effektes können verschiedene Methoden, so auch die Einbeziehung von „künstlich“ generierten Kanälen (vgl. Kapitel 7.1.1) Verwendung finden. Mit der steigenden Komplexität und stärkerem Grad des kleinräumlichen Wechsels steigt die Schwierigkeit der automatischen Klassifizierung. Eine Verbesserung der Trennbarkeit verschiedener Landnutzungseinheiten kann durch die schon in Kapitel 6.3.2 beschriebene Verwendung von multitemporalen Daten erreicht werden.

Die unüberwachte Klassifizierung teilt die Grau- bzw. Farbwerte ein, ohne deren Zuordnung zu Musterklassen zu kennen. Der Rechner ordnet die Bildelemente selbständig in meist iterativen Prozessen nach ähnlichen spektralen Wertekombinationen (Merkmalsvektoren) verschiedenen, in sich möglichst homogenen Gruppen zu. Dies erfolgt durch Algorithmen, die unter dem Begriff *„Cluster-Analyse“* zusammenzufassen sind. Die Bedeutung und die thematische Aussage der erhaltenen Spektralklassen muss nachträglich ermittelt werden (LILLESAND & KIEFER 2004). Oft wird die unüberwachte Klassifizierung vor der überwachten durchgeführt, um durch die so gewonnenen Erkenntnisse die überwachte Klassifizierung zu erleichtern (ALBERTZ 2001). In beiden Verfahren der digitalen Klassifizierung resultiert eine Zusammenfassung und damit auch Verringerung des Informationsgehaltes der Daten. Diese Form der Generalisierung ermöglicht es, thematische Informationen für bestimmte Anwendungen zu nutzen, oder im Rahmen eines GIS mit Zusatzinformationen zu verknüpfen.

Die in Kapitel 6.3 beschriebene Erarbeitung einer konsistenten und geometrisch korrekten Datenbasis bildet für die Überlagerung aller thematischen Ebenen eine entscheidende Voraussetzung. Durch die wissensbasierte Verknüpfung der raumbezogenen Informationsebenen innerhalb eines GIS kann das bisher gewonnene Informationspotenzial maximal ausgenutzt werden. So bieten die aktualisierten Forsteinrichtungskarten sowie die terrestrisch erhobenen Stichprobepunkte die Möglichkeit, die Interpretation von Satellitenbilddaten qualitativ zu unterstützen. Die Referenzdaten können dabei direkt in die Verarbeitung der Bilddaten miteinfließen, so dass neben den spektralen Merkmalen auch andere Informationen als Abgrenzungsmerkmal für die Klassifizierung von Objekten verwendet werden können. Des Weiteren besteht die Möglichkeit,

die Klassifizierungsergebnisse anhand der Referenzflächen zu validieren. Durch die zusätzliche Einbindung von sekundären Bildparametern wie NDVI, Ratiokanäle sowie Reliefparameter können weitere Differenzierungen erfolgen.

Für die im folgenden Kapitel erläuterte digitale Klassifizierung wurde ein einfacher hierarchischer Klassifizierungsansatz gewählt, bei dem die zur Verfügung stehenden multitemporalen Satellitenbilddaten schrittweise und nacheinander in mehreren Entscheidungsschritten klassifiziert werden. Das Klassifizierungskonzept baute primär auf konventionellen pixelbasierten Verfahren auf und orientierte sich somit an den am MNE und FWRC vorhandenen Bildverarbeitungs- und GIS-Potenzialen<sup>144</sup>. Für die einzelnen Entscheidungsschritte konnten unterschiedliche spektrale Datensätze und Zusatzdaten sowie verschiedene Trennkriterien herangezogen werden, um eine bestmögliche Separierung einzelner Objektklassen mit zunehmendem Differenzierungsgrad zu erreichen. Für die regelbasierte Verknüpfung von Klassifizierungsergebnissen und Zusatzdaten stehen mehrere softwarespezifische Werkzeuge zur Verfügung. Dabei können die verwendeten und miteinander kombinierten Verfahren auch in Modellen zusammengeführt und dokumentiert werden<sup>145</sup>, so dass Arbeitsschritte transparenter und die Vorgehensweisen auch auf Folgeprojekte übertragen werden können.

### 7.1.1 Methodische Vorgehensweise

Abbildung 71 gibt eine Übersicht der in den folgenden Kapiteln beschriebenen hierarchischen digitalen Klassifizierung. In der ersten Klassifizierungsstufe wurde eine möglichst flächenscharfe und sichere „Wald-Nichtwald“-Trennung angestrebt. Eine Abgrenzung von Waldflächen anhand der vorhandenen topographischen und thematischen Kartengrundlagen (vgl. Kapitel 6.2.1) erschien aufgrund des hohen Generalisierungsgrades und damit einhergehenden geometrischen Lageungenauigkeiten sowie Aktualitätsdefiziten als wenig sinnvoll. Die neuinterpretierten Forsteinrichtungskarten weisen zwar eine hohe thematische

Genauigkeit auf, sind aber in vielen Bereichen aufgrund der notwendigen Generalisierung bei der visuellen Interpretation zu ungenau. Zur Abgrenzung von Waldflächen wurden daher zunächst aus den multispektral und multitemporal vorliegenden Satellitenbilddaten mit Hilfe von Schwellenwertverfahren grobe „Waldmasken“ generiert. In einem zweiten Arbeitsschritt wurde eine mehrstufige Waldstrukturklassifizierung unter Berücksichtigung der Erfahrungswerte aus der visuellen Klassifikation (vgl. Kapitel 6.3.3) und der erhobenen terrestrischen Inventurdaten durchgeführt. Die Zusatzinformationen aus den Forsteinrichtungskarten sowie abgeleitete Reliefparameter konnten im Rahmen eines regelbasierten Verfahrens sinnvoll mit den pixelbasierten Klassifizierungen verknüpft werden und führten zu einer wissensbasierten, multispektralthematischen Waldmaske (Feinmaske).

Als Satellitendatenbasis dienten die in Kapitel 6.2 aufgeführten Landsat 7 ETM+-Szenen vom 11.09.2002 (Sommer) und 25.11.2000 (Winter), die georeferenziert und fusioniert vorlagen (vgl. Kapitel 6.3.2). Auf eine radiometrische Korrektur, die in die Teilbereiche atmosphärische und topographische Korrektur zur Bildverbesserung untergliedert werden kann, wurde im Rahmen der Arbeit verzichtet. Einerseits lagen die Satellitenbilddaten bereits systemkorrigiert vor, andererseits war keine wesentliche Verbesserung der atmosphärischen und reliefbedingten topographischen Störungen zu erwarten (vgl. Kapitel 7.1.2)<sup>146</sup>.

Für die „Wald-Nichtwald“-Trennung wurde eine Ratiobildung<sup>147</sup> zur Vorverarbeitung der Landsat-Daten durchgeführt. Ratiobilder lassen sich beispielsweise durch die Dividierung von digital aufgezeichneten Reflexionsintensitäten zweier Aufnahmekanäle erzeugen, um eine kontrastreiche und informativere Darstellung des Bildinhaltes zu ermöglichen. Weiterhin ermöglichen Ratiokanäle einen Ausgleich reliefbedingter Helligkeitsunterschiede. Diese können dann als zusätzlicher Inputkanal in eine automatisierte, rechnergestützte Klassifizierung einfließen. Für forstliche

<sup>144</sup> So existieren am FWRC seit dem Jahr 2004 mehrere ERDAS Lizenzen, die im Rahmen eines FAO-Projektes angeschafft wurden. Auch das ICC des MNE arbeitet seit mehreren Jahren mit „traditioneller“ Bildverarbeitungssoftware.

<sup>145</sup> Die hierarchische Klassifizierung und Aneinanderreihung von Einzelentscheidungen ist zum Beispiel mit Hilfe des ERDAS-Moduls „Expert Classifier“ möglich. Ein Element des *Expert Classifier* ist der *Knowledge Engineer*, ein graphischer Editor, der es ermöglicht, einen wissensbasierten Entscheidungsbaum auf der Grundlage von Hypothesen, Regeln und Variablen anzufertigen. Ein Pixel des zugrunde liegenden Satellitenbildes wird nur einer definierten Klasse zugewiesen, wenn es die Bedingungen der entsprechenden Regeln und Variablen erfüllt. Im Rahmen der Arbeit wurde die hierarchische Klassifizierung in ArcGIS mit Hilfe des *Spatial Analysts* (Nutzung von logischen und arithmetischen Operatoren) modellhaft umgesetzt.

<sup>146</sup> Die Atmosphärenkorrektur hat das Ziel, die Kontraste innerhalb der Bilddaten durch eine Verminderung des Atmosphäreinflusses zu verstärken und deren Einfluss auf die Bildqualität zu reduzieren (HILDEBRANDT 1996). Allerdings erlaubt der momentane Stand des Wissens noch keine exakte Simulation des Strahlungstransportes, um eine sinnvolle atmosphärische Korrektur durchzuführen. Die bisherigen Verfahren führen trotz zum Teil erheblichen Aufwands nicht immer zum Erfolg.

<sup>147</sup> Die meisten Ratios eignen sich insbesondere für die Flächenabgrenzung nach quantitativen Kriterien, um die Information für die visuelle Interpretation hervorzuheben, aber auch für eine schnelle digitale Klassifikation, die nur auf wenige bestimmte Objektklassen ausgerichtet ist. Die arithmetische Verknüpfung zweier oder mehrerer Kanäle kann zu einer verbesserten Darstellung bestimmter Informationen führen.

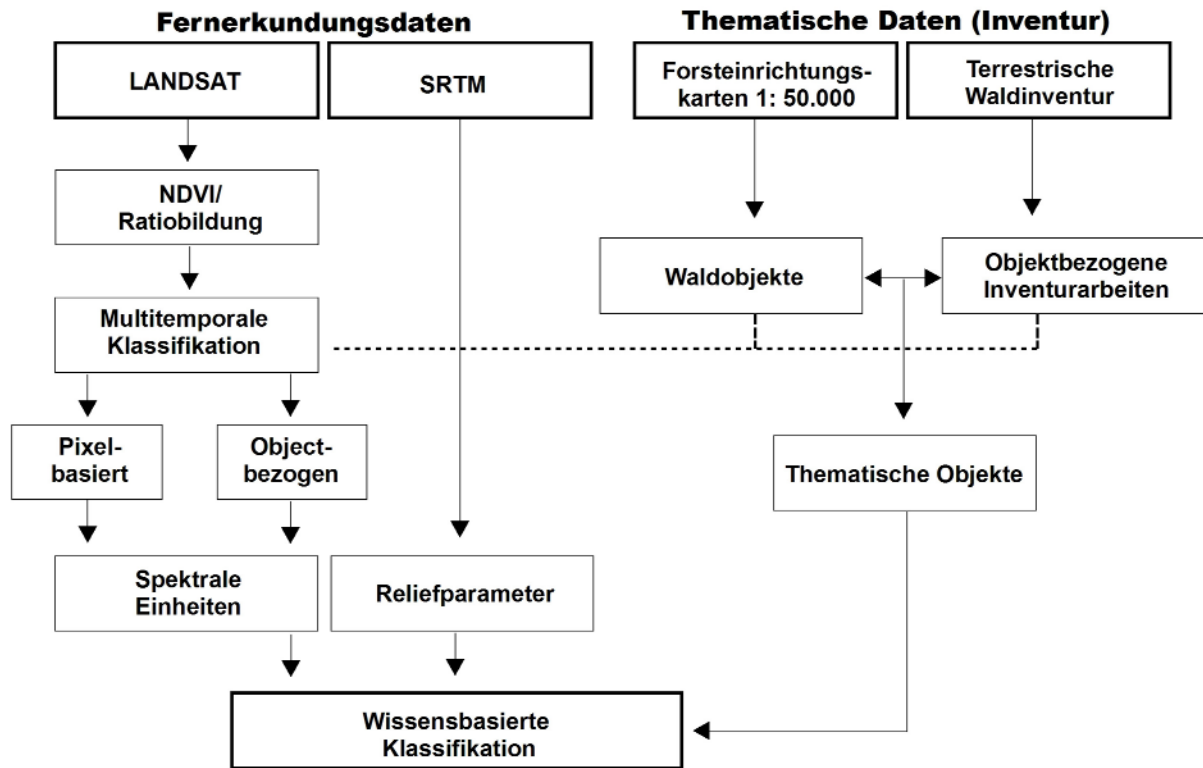


Abbildung 71: Arbeitsmethodik zur wissensbasierten hierarchischen Klassifikation von Satellitenbilddaten

Untersuchungen haben sich die folgenden „künstlichen“ Kanäle bereits mehrfach zur Klassifizierung relevanter Objekte bewährt:

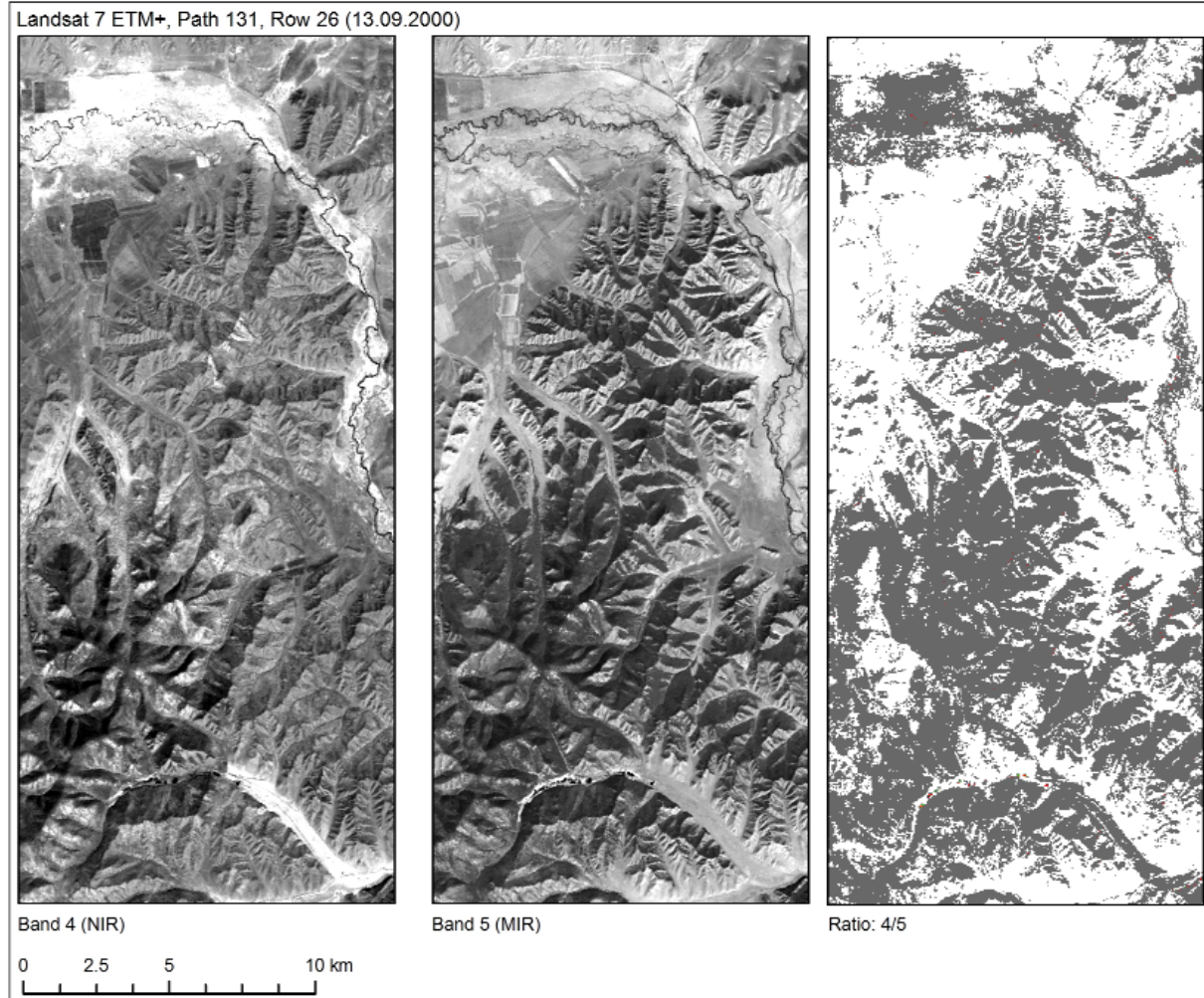
**A: Ratio 4/5:**  $\text{nahes IR} / \text{mittleres IR} = \text{ETM4} / \text{ETM5}$   
 Durch die Verknüpfung von Informationen des nahen und mittleren Infrarots werden insbesondere die Abgrenzungen von Objekten, die in diesen Spektren ein tendenziell gegenläufiges Verhalten aufweisen (z.B. Entnadelungsgrad geschlossener Kiefernbestände) verbessert. Ferner kann der Quotientenkanal erfolgreich zur Differenzierung von Beschirmungsgradklassen (Kiefer, Lärche) und zur Nivellierung des so genannten Topographischen Effektes in stark reliefierten Gebieten eingesetzt werden (REUTHER et al. 1996, COENRADIE et al. 2002). Abbildung 72 gibt ein Anwendungsbeispiel für die Ratiobildung  $\text{ETM4} / \text{ETM5}$ .

**B: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI):**  
 $(\text{nahes IR} - \text{Rot}) / (\text{nahes IR} + \text{Rot})$   
 $= \text{ETM4} - \text{ETM3} / (\text{ETM4} + \text{ETM3})$

Der NDVI stellt einen traditionellen Index zur Charakterisierung von Vegetation dar (ALBERT 2001, HILDEBRANDT 1996). Der NDVI verwendet die Aufnahmebereiche des roten und des nahen infraroten Spektralbereichs und wird in erster Linie zur Differenzierung

von vegetationsbedeckten und unbedeckten Oberflächen eingesetzt. Er kann zudem zur Hervorhebung bestimmter Vegetationstypen genutzt werden, so z.B. zur Trennung von Nadel- und Laubwäldern im Rahmen von Waldklassifizierungen, und führt ebenfalls zur Minimierung des Schatteneffektes in Satellitenbildszenen. Durch die Nutzung von Vegetationsindizes wird die charakteristische spektrale Reflexion von lebender, grüner Vegetation und die sich daraus ergebende Signatur in multispektralen Fernerkundungsdaten ausgenutzt. Zum Beispiel reflektieren lebende Pflanzenbestände im nahen Infrarot deutlich mehr und im roten Spektralbereich fast durchwegs weniger als unbelebte Oberflächen, woraus sich die Stärke und die Vitalität der Vegetation folgern lassen.

Für die Projektgebiete *Mongonmorit* und *Batshireet* wurde der NDVI sowie der Ratiokanal 4/5 berechnet, um eine möglichst genaue Abgrenzung von Waldflächen zu ermöglichen. Der NDVI fand insbesondere im Rahmen der multitemporalen Klassifikation zur Erfassung von immergrünen Nadelwaldbeständen (überwiegend Kiefern) aus den zur Verfügung stehenden Landsat ETM+ Winteraufnahmen Anwendung (vgl. Abbildung 73). Dieser schon bei der visuellen Interpretation verwendete Ansatz (vgl. Kapitel 6.3.3) ermöglicht im Nachhinein eine weitere Differenzierung



**Abbildung 72:** Beispiel für die Ratiobildung ETM4 / ETM5 am Beispiel des Projektgebietes *Thunkel* in der westlichen Pufferzone des *Khan Khentii* Schutzgebietes. Das Ergebnis verdeutlicht die Möglichkeit zur Herstellung einer Vegetationsmaske. Eine anschließende Trennung von Wald und Grasland ist durch die Anwendung von Schwellenwertverfahren möglich

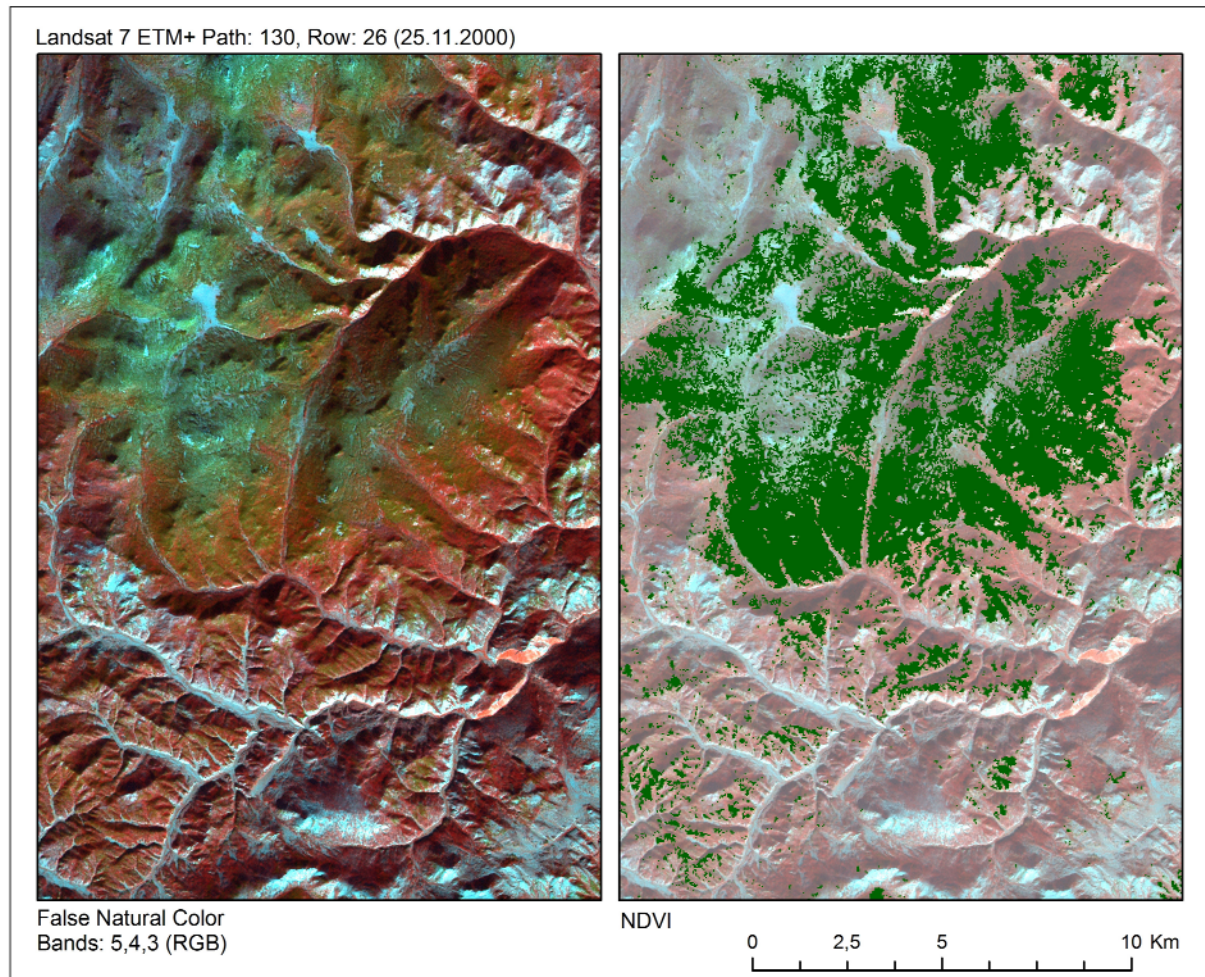
innerhalb der Objektklasse „Nadelwald“. Die Ergebnisse aus den Ratiobildern wurden in der nächsten hierarchischen Ebene mit dem Klassifizierungsergebnis aus der Sommerszene aus dem Jahr 2002 mit Hilfe von logischen Operatoren verschnitten.

Für die überwachte Klassifizierung der Projektgebiete *Mongonmorit* und *Bashireet* konnte bei der Vergabe von Trainings- bzw. Verifizierungsgebieten<sup>148</sup> für die Signaturanalyse auf Erfahrungen aus der visuellen Interpretation von Objektarten in Zusammenarbeit mit den lokalen Forstexperten zurückgegriffen werden. Die Eignungsprüfung der Trainingsgebiete wurde durch die

zusätzliche Berücksichtigung der thematischen Polygonzüge aus den Forsteinrichtungskarten, die zumindest für das Projektgebiet *Mongonmorit* vorlagen, sowie der terrestrisch erhobenen Stichprobenpunkte und den abgeleiteten Ratios unterstützt. In zahlreichen pixelbasierten Waldklassifizierungen hat sich das Standardverfahren „*Maximum Likelihood*“-Analyse (ML)<sup>149</sup> bewährt, das im Rahmen der überwachten Klassifizierung Anwendung fand. Auf eine detaillierte Beschreibung der ML-Methode wird an dieser Stelle

<sup>148</sup> Als Trainingsgebiete dienen Regionen eines Satellitenbildes, welche möglichst homogene Farbwerte aus nur einer auszuweisenden Klasse enthalten (ZHOU 2001)

<sup>149</sup> Beim ML-Verfahren werden aufgrund statistischer Kenngrößen der vorgegebenen Klassen die Wahrscheinlichkeiten berechnet, mit denen die einzelnen Pixel diesen Klassen angehören. Die Bildelemente werden dann der Klasse mit der höchsten Wahrscheinlichkeit zugewiesen. Neben dem ML-Verfahren existieren weitere Verfahren, wie das „Minimum-Distance-Verfahren“ oder das „Quader-Verfahren“ die in der Literatur eingehend beschrieben sind (ALBERTS 2001, LILLESAND & KIEFER 2004).



**Abbildung 73:** Berechnung des NDVI zur Abgrenzung von Kiefernbeständen im Landsat ETM+ Winterbild des Jahres 2000, Projektgebiet *Mongonmorit*

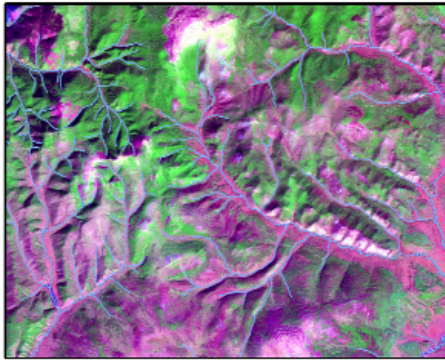
verzichtet und auf die einschlägige Lehrbuchliteratur verwiesen (BLASCHKE 2000; CAMPBELL 1996, RICHARDS & JIA 1999).

Für die ML-Analyse wurden die multispektralen Kanäle ETM2, ETM3, ETM4, ETM5 und ETM7 herangezogen. Wegen des geringen Informationsgehalts sowie der starken Beeinflussung durch atmosphärische Effekte wurde auf den Kanal ETM1 (blaues Spektrum) verzichtet. Gleiches gilt für den Thermalkanal ETM 6, der insbesondere wegen seiner geringen Auflösung von 60 m für forstliche Fragestellungen ungeeignet ist. Bei der Klassifizierung der Sommeraufnahme wurden für beide Projektgebiete zunächst die folgenden acht Klassen ausgewiesen: (1) Nadelwald (undifferenziert); (2) Mischwald; (3) Birke; (4) Offener Forst; (5) Steppevegetation; (6) Grasland, (7) Busch; (8) Brandflächen und (9) Schatten. Eine Differenzierung innerhalb der Nadelwaldbestände erfolgte durch die

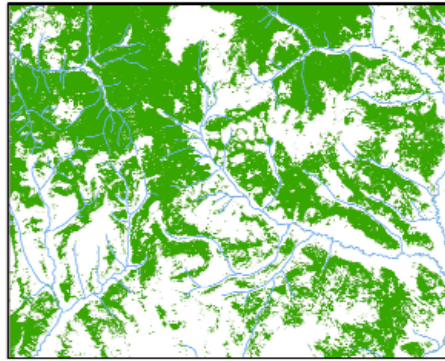
logische Verknüpfung mit dem NDVI der Winteraufnahmen, so dass die Klassen (9) Kiefer und (10) Lärche mit einer hohen Wahrscheinlichkeit abgeleitet werden konnten. Das mehrstufige Auswertungskonzept berücksichtigte neben der Ratiobildung und der überwachten Klassifikation als dritten Schritt auch die Verschneidung mit den digitalen Waldobjekten aus den Forsteinrichtungskarten, um möglichst sichere „Kernflächen“ auszuweisen (vgl. Abbildung 74).

Das folgende Beispiel soll die Vorgehensweise zur geometrischen Abgrenzung der Kernfläche „Zirbelkiefer“ verdeutlichen, welche auf den folgenden Entscheidungskriterien beruht:

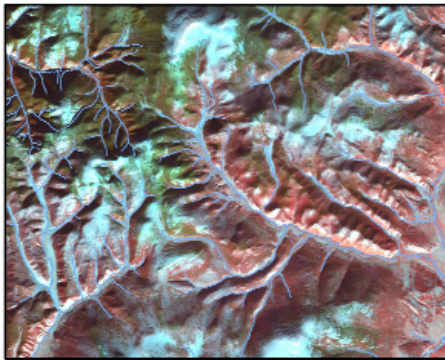
- Die Fläche liegt innerhalb der „Wald-Nichtwald“-Maske (Schwellenwertverfahren aus der Ratiobildung: ETM4 / ETM 5)
- Die Fläche ist in der Winteraufnahme durch hohe NDVI-Werte gekennzeichnet (Schwellenwertbildung aus NDVI)



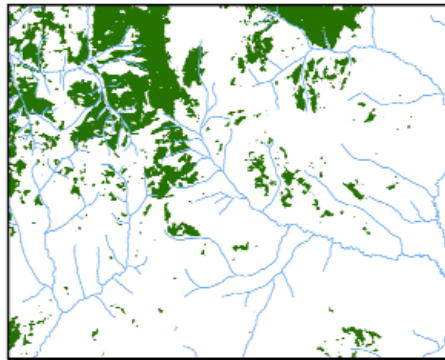
Landsat ETM+ (Sommer)



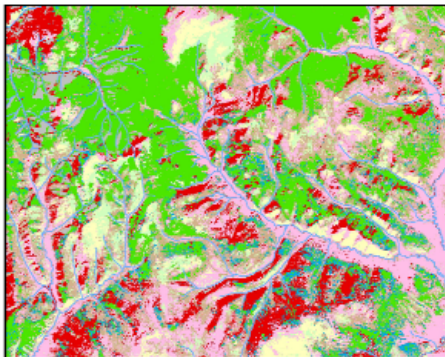
Waldmaske (Ratio 4/5)



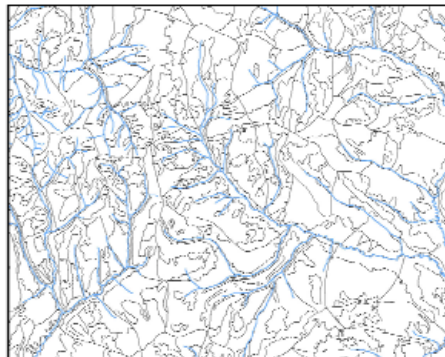
Landsat ETM+ (Winter)



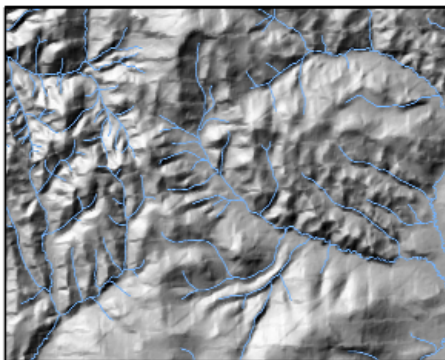
NDVI



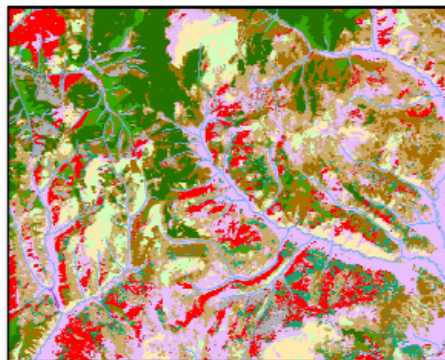
Multitemporale Klassifizierung



Waldobjekte (Forsteinrichtung)



Reliefparameter



Ergebnis

Abbildung 74: Bildbeispiele für die hierarchische Klassifizierung von Waldbeständen, Projektgebiet *Mongonmorit*

- In der Vorklassifizierung der Sommerszene ist die Fläche als „*Nadelwald Undifferenziert*“ klassifiziert.
- Die Fläche ist in der Forsteinrichtungskarte als „Zirbelkiefer“ ausgewiesen
- Die Fläche weist eine Höhe von mindestens 1800 m ü. N.N. auf (Berücksichtigung von SRTM-Daten).
- Auf die zusätzliche Integration von Reliefparametern zur Unterstützung der Klassifikationsergebnissen wird in den folgenden Kapiteln eingegangen.

### 7.1.2 Integration von Höhendaten (SRTM)

Trotz der relativ geringen räumlichen Auflösung von nur 90 m wurden die Anwendungspotenziale der freien C-Band SRTM Höhendaten zur Untersuchung von Reliefeinflüssen auf die Baumartenverteilung untersucht<sup>150</sup>. Das Ziel lag in einer Verbesserung der beschriebenen wissensbasierten Klassifikation durch die zusätzliche Integration von bekannten primären Reliefparametern wie Neigung, Exposition, Höhenschichtung<sup>151</sup> sowie der *Topographische Wetness Index (TWI)*<sup>152</sup>, welcher zum besseren Verständnis auch als reliefbedingtes Bodenfeuchtepotenzial verstanden werden kann. Durch das Relief wird die räumliche Verteilung der energetischen und stofflichen Potenziale und damit auch Richtung und Ausmaß der Wasserbewegung im Gelände als Reaktion eines Einzugsgebietes auf ein Niederschlagsereignis bestimmt. Der TWI basiert auf der Annahme, dass die Geländeform die Wasserbewegung auf einer Oberfläche und im oberflächennahen Boden bestimmt und somit über die räumliche Verteilung des Bodenfeuchtemusters entscheidet. Hohe Index-Werte sind charakteristisch für konvergierendes, flaches Gelände. Niedrige Werte treten in steilem Gelände mit kleinem Zuflussgebiet auf. Nach WILSON & GALLANT (2000) basiert der TWI auf folgende vereinfachte Annahmen:

- homogene Infiltrationsrate innerhalb eines Einzugsgebietes
- homogene Grundwasserneubildung und homogener vertikaler Fluss
- homogene Bodendurchlässigkeit

<sup>150</sup> In den letzten Jahren existieren diesbezüglich Untersuchungen von mehreren Autoren (ZINKO et al. 2005, DÖRNER et al. 2002).

<sup>151</sup> Die Reliefparameter können z.B. mit Hilfe des „*Spatial Analysts*“ (ESRI) problemlos aus einem existierenden Höhenmodell abgeleitet werden. Die Geländeneigung beschreibt die Änderungsrate der Höhen zwischen zwei Punkten im Gelände und wird in Grad oder Prozent angegeben. Die Exposition (Hangneigungsrichtung) ergibt sich aus der Winkeldifferenz zwischen abwärtsweisender Richtung der Falllinie eines Hanges und der geographischen Nordrichtung in einer gedachten horizontalen Ebene.

<sup>152</sup> Das von BEVEN und KIRKBY (1979) erstmals präsentierte „*Wetness Index-Konzept*“ beruht primär auf die Auswertung eines reinen Höhenmodells und ist somit nicht auf aufwendig zu erhebende zusätzliche Felddaten angewiesen. Der TWI wurde im Rahmen dieser Untersuchung mit der Hilfe des Relief-Modules „*Topocrop.avx*“ (SCHMIDT & PERSSON 2003), welches auf der Programmiersprache AVENUE basiert, umgesetzt. Die Programmweiterung ist online unter <http://arcscrips.esri.com> [Stand: 13.08.2006] erhältlich.

Kartenbeispiele für die abgeleiteten topographischen Parameter des Projektgebietes *Mongonmorit* sind im Anhang der Arbeit zu finden (*Kartenbeispiele V bis VIII*). In beiden Projektgebieten kommt die Zirbelkiefer (*Pinus sibirica*) ab einer Höhe von ca. 1600 m ü. N.N. vor, die in dieser Höhenlage oft mit anderen Nadelbaumarten Nadel-Mischwälder bildet und in der Regel ab ca. 1800 m ü. N.N. bestandsbildend ist. Diese stark ausgeprägte Höhenabhängigkeit wurde zur sicheren Abgrenzung der Zirbelkieferbestände und weiteren immergrünen Nadelwaldarten im Rahmen der hierarchischen Klassifizierung herangezogen (*siehe Kartenbeispiel IX im Anhang*). Die Kombination mit dem NDVI aus den Winterbildern führte zu sehr guten Klassifizierungsergebnissen, die anhand der erhobenen terrestrischen Stichprobenpunkte verifiziert wurden. Die Ergebnisse der digitalen Klassifizierung sowie die Auswertungen zur Korrelation zwischen der Baumartenverteilung und den primären topographischen Parametern Höhenschichtung, Exposition, Hangneigung und TWI werden in Kapitel 7.1.3 vorgestellt.

Die topographische Korrektur (auch topographische Normalisierung oder Beleuchtungskorrektur genannt) soll die Beleuchtungsunterschiede, die durch den variierenden Sonnenstand und die Topographie (Exposition, Hangneigung und Höhenlage) hervorgerufen werden, kompensieren<sup>152</sup>. Dieser Schatteneffekt war, insbesondere im Winterbild, aufgrund des niedrigen Sonnenstandes zum Teil stark ausgeprägt. Problembeispiele bildeten insbesondere tief eingeschnittenen Täler und große Hangneigungen, die vor allem auf den nordexponierten Hängen zu einer Beeinträchtigung der Klassifizierungsergebnisse führte. Eine Minimierung dieser Schatteneffekte ist im Rahmen der digitalen Bildverarbeitung möglich. Allerdings sind hierfür wesentlich höherauflösende digitale Geländemodelle als die SRTM-Daten mit einer räumlichen Auflösung von 90 m notwendig<sup>153</sup>. Die insgesamt hohe Heterogenität der Baumartenzusammensetzung und die unzureichende Auflösung führten testweise zu keiner sichtbaren Verbesserung der Spektralen Informationen auf Schattenhängen. Durch die ausgleichende Wirkung der verwen-

<sup>153</sup> Hierfür sind verschiedene Verfahren möglich, zu der auch das halbempirische Verfahren der *Minnaert-Korrektur* gehört. Auf eine Beschreibung der einzelnen Korrekturverfahren soll im Rahmen der Arbeit nicht weiter eingegangen werden, da diese in der Literatur ausführlich beschrieben werden (CHO 2002, ORTHABER 1999, ITTEN et al. 1992).

<sup>154</sup> Eine Möglichkeit besteht darin, ein digitales Geländemodell (DGM) anhand von Isolinen aus den zur Verfügung stehenden topographischen Karten im Maßstab 1: 100.000 zu erstellen. Zur Interpolation eignet sich insbesondere das in ArcGIS enthaltene Werkzeug „*TOPOGRID*“, welches auf dem Programm *ANUDEM* beruht (HUTCHINSON 2001). *TOPOGRID* ist eines der wenigen Interpolationsverfahren, welches geomorphologisches Wissen in den Berechnungsalgorithmus integriert (SCHNEIDER 1998). Die Übertragung der Methodik auf größeren Gebieten ist jedoch sehr zeitaufwendig und wurde für die Projektgebiete der östlichen Pufferzone nicht angewendet.

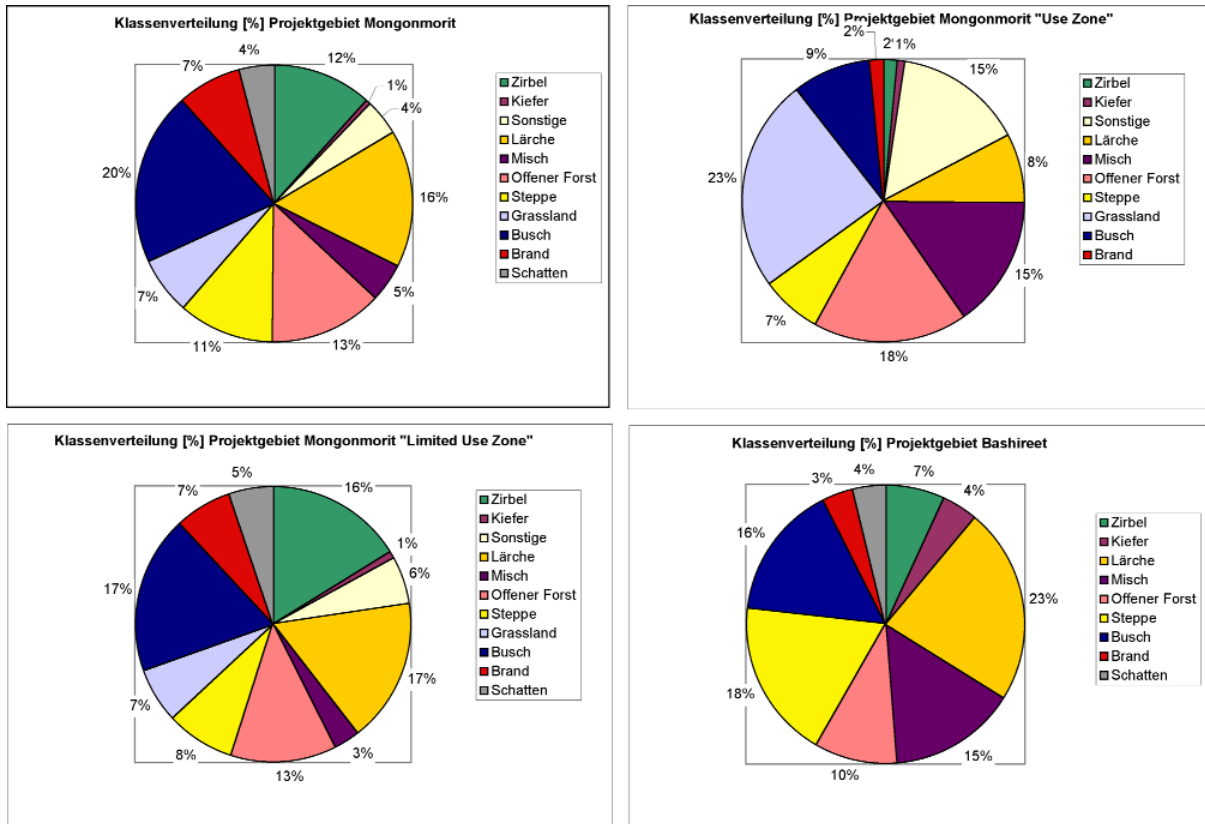


Abbildung 75: Klassenverteilung innerhalb der Projektgebiete *Mongonmorit* und *Batshireet* in Prozent der Gesamtfläche

deten Ratiobilder dürfte jedoch zumindest die Objekt-klasse „Wald“ mit einer hohen geometrischen Genauigkeit erfasst worden sein. Extrembereiche wurden bei der Klassifizierung der Objekt-klasse „Schatten“ zugeordnet, um mögliche Fehlinterpretationen zu vermeiden.

### 7.1.3 Auswertung

Abbildung 75 zeigt die Ergebnisse der digitalen Klassifizierung in Bezug auf die Baumartenverteilung in den Projektgebieten *Mongonmorit* und *Batshireet*. Kartenbeispiele hierzu sind im Anhang der Arbeit zu finden (*Kartenbeispiele X bis XII*).

Beim Betrachten der Kreisdiagramme des Projektgebietes *Mongonmorit* ist eine eindeutige Dominanz von Lärchenwäldern zu beobachten, die mit einer Fläche von 557 km<sup>2</sup> über 16% der Gesamtfläche einnehmen und unter den kontinentaleren Bedingungen im *Ostkhentii* bestandsbildend sind. Die Lärchenwälder werden mit zunehmender Höhe von der Zirbelkiefer abgelöst, die eine Fläche von 395 km<sup>2</sup> (12%) des Projektgebietes einnimmt. Die Dominanz dieser beiden Baumarten ist auch in der eingeschränkten Nutzungszone („*Limited Use Zone*“) offensichtlich.

Dagegen wird die Nutzungszone („*Use Zone*“) durch ausgeprägte Waldsteppenbereiche geprägt. Die Vegetationsarten Grasland und Steppenvegetation weisen mit 337 km<sup>2</sup> (30%) die höchsten Flächenanteile auf. Der Anteil an offenen Waldflächen liegt mit 191 km<sup>2</sup> (18%) deutlich höher als in der „*Limited Use Zone*“. Ähnliches gilt auch für die Mischwälder, die 15% der Gesamtfläche einnehmen und in der Regel aus Birken und Lärchen bestehen. Aufgrund der vergleichsweise niedrigen Höhenlage in dieser Zone (max. 1650 m ü. N.N.) treten Zirbelkiefern nur bedingt auf und nehmen im Vergleich zur Nutzungszone eine deutlich geringere Fläche von nur 10 km<sup>2</sup> (2%) ein. Im Projektgebiet *Batshireet* ist eine ähnliche Baumartenverteilung mit eindeutiger Dominanz der Lärchen (23%) zu beobachten. Die Zirbelkieferflächen sind mit 4% weniger stark ausgeprägt und kommen überwiegend in den nördlichen und westlichen Projektregionen vor (*vgl. Kartenbeispiel XII im Anhang*).

Die spätere Verifizierung der digitalen Klassifizierungen anhand der erhobenen terrestrischen Waldinventurpunkte mit Angabe der dominierenden Baumart zeigte insgesamt gute Ergebnisse. Im Projektgebiet



*Batshireet* lag die Klassifizierungsgenauigkeit für die Zirbelkiefer durch die zusätzliche Berücksichtigung der Höheschichtung bei knapp 90%. Waldkieferflächen wurden mit einer Genauigkeit von 75% erfasst. Bei den Lärchen und Birkenflächen lag die Übereinstimmung mit 65 bis 70% etwas niedriger. Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für das Projektgebiet *Mongonmorit*. Hier lagen nur 60% der Stichprobenpunkte, bei denen die Lärche oder die Birke als dominierende Baumart angegeben wurden, innerhalb der digital ausgewiesenen Flächen. Für die Zirbelkiefer und die Kiefer lag die Übereinstimmung mit 70 bis 75% wiederum deutlich höher.

Ein Blick auf die Bewertung der einzelnen Objektklassen macht deutlich, dass vor allem die Nadelwaldobjekte mit Hilfe des hierarchischen Klassifizierungsansatzes unter Berücksichtigung der Höheschichtung mit einer relativ hohen Genauigkeit erfasst wurden. Lärchenbestände und Laubwaldbestände zeigten in beiden Projektgebieten den geringsten Deckungsgrad. Die schlechte Trennbarkeit dieser Kategorien ist sicherlich auf Klassifizierungsprobleme zurückzuführen, die sich aus der beschriebenen auflösungsbedingten Mischpixelproblematik ergeben (vgl. Kapitel 6.3.3). Es liegt nahe, dass die Mischpixel bei der Klassifizierung aufgrund der gemischten spektralen Rückstrahlung in vielen Fällen einer anderen als der interpretierten Klasse zugeordnet wurden. Als weitere Ursache können Probleme bei der Ansprache der dominierenden Baumart im Gelände aufgeführt werden, die durch die oft sehr heterogene Baumartenzusammensetzung in Mischbeständen erschwert wird. Neben einer nachträglichen Geländeüberprüfung könnte die Verifizierung der Klassifizierungsergebnisse auch anhand von höchstauflösenden optischen Satellitensystemen (z.B. QuickBird) erfolgen (vgl. Kapitel 5.1.4). Die hohe Auflösung von 0.6 m im panchromatischen Bereich bietet verbesserte und sogar einzelbaumbezogene Interpretationsmöglichkeiten. Obwohl diese Satellitenbilddaten im Rahmen der Projektarbeiten in Teilgebieten Anwendung fanden, lag leider keine Überlappung mit den beiden Projektgebieten vor.

Die Histogramme im Anhang der Arbeit (*Reliefanalysen*) zeigen die Verteilung der dominierenden Baumarten aus der wissensbasierten Klassifizierung sowie die Lage der erhobenen terrestrischen Inventurdaten innerhalb der abgeleiteten reliefbedingten Parameter Höhe („*Elevation Range*“), Hangausrichtung („*Exposition*“), Hangneigung („*Slope*“) und TWI („*Wetness-Index*“). Durch die Auswertung sollte die potenzielle Eignung dieser Zusatzinformationsebenen für eine Verbesserung der Trennbarkeit verschiedener Landnutzungseinheiten untersucht werden. Für die Korrelationsuntersuchung wurden die jeweiligen Objektklassen mit den Reliefparametern verschnitten, die unter

Anwendung der Klassifizierungsmethode „*Natural Breaks*“ in jeweils acht bis neun Klassen unterteilt wurden<sup>155</sup>.

In beiden Projektgebieten ist eine sehr deutliche höhenschichtenabhängige Baumarten- und Vegetationsverteilung festzustellen. Dies gilt nicht nur für Zirbelkiefern, die wie schon erwähnt eine eindeutige Dominanz in den höheren Hanglagen aufweisen, sondern auch für Birkenflächen oder Mischwälder, die tendenziell niedrigere Bereiche bevorzugen. So ist im Projektgebiet *Mongonmorit* ein kontinuierlicher Anstieg der digital klassifizierten Zirbelkiefern mit der Höhe zu beobachten, die ein Maximum von 70% in der Höheschicht zwischen 1800 m und 2000 m ü. N.N. aufweisen<sup>156</sup>. Die Waldkiefer bevorzugt im Vergleich zur Zirbelkiefer niedrigere Standorte. Über 80% der klassifizierten Flächen lagen in einer Höhe von 1500 m bis 1700 m ü. N.N. Obwohl nur 46 terrestrische Inventurpunkte erhoben wurden, die eindeutig der Waldkiefer zuzuordnen waren<sup>157</sup>, ist eine ähnliche Tendenz bei der Stichprobenverteilung zu erkennen. Die Übergangsbereiche zur Zirbelkiefer werden überwiegend von Lärchenbeständen eingenommen, deren Anteile ab 1500 m ü. N.N. kontinuierlich ansteigen und in der Höheschicht zwischen 1700 m und 1900 m ü. N.N. mit über 60% ihr Maximum erreichen. Ähnlich verhält es sich mit den Auswertungen der insgesamt 542 erfassten Stichprobenpunkte. Mischwälder (Lärche-Birke), in denen auch zu unterschiedlichen Anteilen die Pappel beigemischt ist, dominieren in der unteren Bergstufe in einer Höhe zwischen 1500 m und 1700 m ü. N.N. Dies wird insbesondere beim Betrachten der Stichprobenverteilung deutlich. Von den insgesamt 174 Stichprobenpunkten lagen 95% in dieser Höhenstufe<sup>158</sup>. Die niedrigsten (< 1500 m ü. N.N.) und oft auch feuchtesten Bereiche werden von Auenwäldern oder Buschvegetation eingenommen, die zumeist in den Tälern vorkommen und im Übergangsbereich zu den Waldgesellschaften von Steppen oder Grasland abgelöst

<sup>155</sup> Bei dieser Methode wird anhand der Werteverteilung (Histogramm) automatisch festgelegt, wo die Klassengrenzen eine deutliche Unterteilung der Daten bieten.

<sup>156</sup> Diese erwartungsgemäß hohe Korrelation beruht natürlich auf der Tatsache, dass die Höhendifferenzierung schon im Vorfeld der Auswertung in das Klassifizierungsergebnis eingeflossen ist. Der Vergleich mit den terrestrischen Inventurpunkten zeigt allerdings eine identische Verteilung. Von den insgesamt 800 Stichprobenpunkten, die der Zirbelkiefer zuzuordnen waren, lagen die prozentual höchsten Anteile in der Höheschicht zwischen 1900 m und 2000 m ü. N.N. Erste Inventurpunkte mit einer Dominanz der Zirbelkiefer wurden ab einer Höhe von 1500 m ü. N.N. aufgenommen.

<sup>157</sup> Allerdings nehmen diese Bereiche nur 1% (20 km<sup>2</sup>) des gesamten Untersuchungsgebietes ein und sind somit nicht unbedingt repräsentativ.

<sup>158</sup> Bei der digitalen Klassifizierung lagen die Prozentangaben in den höheren Lagen teilweise höher. Dies ist sicherlich auf die bereits erläuterten Klassifizierungsprobleme in Mischbeständen zurückzuführen.

werden. Das Projektgebiet *Batshireet* liegt mit einer Höhendifferenz von 1200 m bis 2100 m deutlich niedriger als das Gebiet um *Mongonmorit*, weist aber beim Betrachten der Histogramme eine vergleichbare Wertverteilung auf.

Bezüglich den topographischen Parametern Hangausrichtung und Hangneigung ist weder bei den Inventurpunkten noch bei den klassifizierten Objekten eine eindeutige Dominanz einzelner Waldtypen innerhalb der gebildeten Klassen zu beobachten<sup>158</sup>. Daher sind diese Parameter, zumindest in den beiden Projektgebieten, nur bedingt zur Stratifizierung geeignet. Eine Ausnahme bilden die klassifizierten Brandflächen. Diese weisen eine deutliche Dominanz auf nord-, nordwest- und westorientierte Hänge auf. Dieser Faktor wurde zur Bewertung des Brandpotenzials in Kapitel 7.2.5 berücksichtigt. Dennoch ist eine insgesamt niedrige prozentuale Verteilung vor allem auf den südlich orientierten Hängen, im Übergangsbereich der unteren Waldgrenze zur Steppe zu beobachten. Erwartungsgemäß lagen die prozentual kleinsten Waldanteile auf trockeneren, südexponierten Hängen.

Im Gegensatz zu den Parametern Hangausrichtung und Hangneigung erlaubt der TWI über ein Schwellenwertverfahren, wie auch bei der im vorherigen Kapitel beschriebenen Ratiobildung, eine sehr deutliche „Wald-Nichtwald“-Trennung. Potenziell feuchtere Regionen weisen hohe Index-Werte auf und umfassen Talböden mit ihren Flußauen sowie auslaufende, untere Hangbereiche. Auf diesen zumeist konvergierenden und flachgeneigten Geländeformen ist nur eine sehr geringe Waldbedeckung zu erwarten. Dies wurde durch die Auswertung der Inventurpunkte und der Waldklassifizierung belegt. In Bereichen mit hohen Index-Werten, die durch extrem steiles und trockenes Gelände geprägt sind, ist eine ebenfalls geringe prozentuale Verteilung der einzelnen Baumarten zu beobachten. Somit könnte der TWI neben der Höhenschichtung als zusätzliche Informationsebene im Rahmen einer wissensbasierten Klassifizierung Berücksichtigung finden. Zukünftig sollten jedoch genauere Geländeuntersuchungen zu den spezifischen Standorteigenschaften einzelner Baumarten durchgeführt werden. Auch ist die Verwendung von möglichst hochauflösenden digitalen Geländemodellen anzustreben, um verbesserte und wissenschaftlich fundiertere Ergebnisse zu ermöglichen.

Die berechneten Reliefparameter lassen sich, wie in Kapitel 2.5.1 erläutert, auch zur Abgrenzung von nutzungsbeschränkten Flächen im Sinne des Forstgesetzes von 1995 (Art. 10 bis 13) heranziehen. Ein Kartenbeispiele für die Einhaltung von Schutzkriterien auf der Basis der reliefbezogenen Parameter Hangneigung (Waldbestände die eine Hangneigung  $> 30^\circ$  aufwei-

sen) und Exposition (sonnenexponierte Waldbestände auf Südhanglagen) ist im Anhang der Arbeit zu finden (*Kartenbeispiel XIII*).

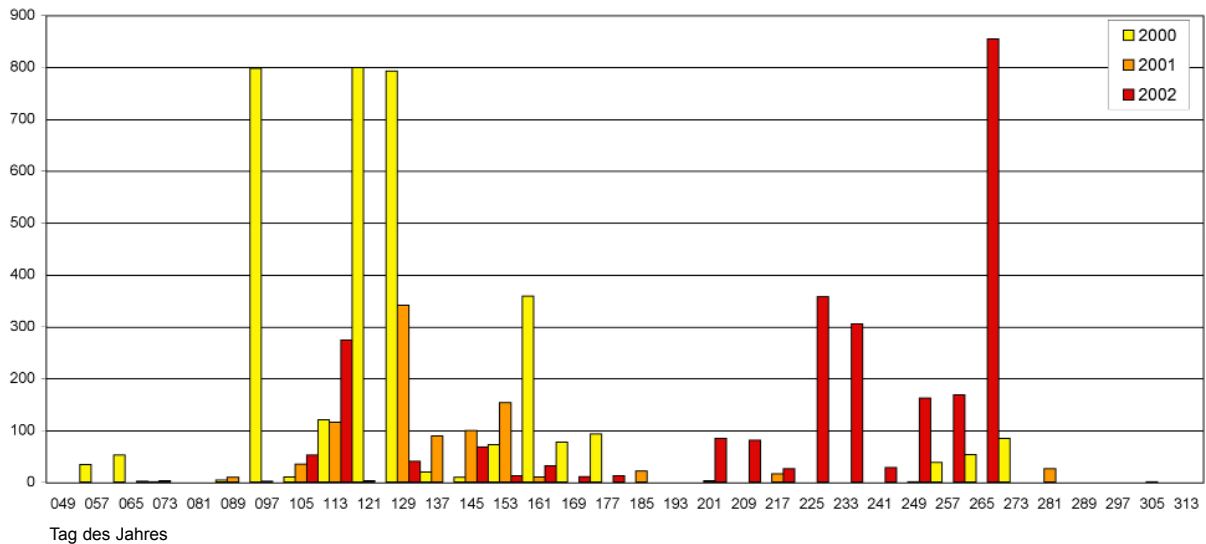
## 7.2 Erfassung und Analyse von Waldbränden mit Hilfe von MODIS

Im Rahmen der nachfolgend beschriebenen Auswertung wurden Zeitreihenuntersuchungen an MODIS Feuerprodukten (*Active-Fires*) durchgeführt, um qualitative und quantitative Veränderungen im regionalen Maßstab aufzuzeigen. Durch die Analyse der kontinuierlich aufgenommenen Daten können neben Aussagen zum zeitlichen Vorkommen von Bränden auch räumliche Ausbreitungsmuster und damit auch Brandschwerpunktgebiete dokumentiert werden. Die hohe temporale Auflösung der MODIS Produkte erlaubt ebenfalls Aussagen über Richtung und Schnelligkeit der Feuerausbreitung. Ein weiteres Ziel bestand darin, die Ergebnisse auf der Basis von höherauflösendem Satellitenbildmaterial (z.B. Landsat ETM+) zu verifizieren und einen Vergleich mit den zur Verfügung stehenden NOAA-AVHRR-Brandauswertungen des ICC durchzuführen. Die Datenbasis für die räumlichen Analysen bildeten MODIS *Active Fire*-Produkte mit einer räumlichen Auflösung von 1 km und einer zeitlichen Auflösung von 8 Tagen (Produkt: MOD14A2) für den Zeitraum 2000 (Aufzeichnungsbeginn) bis Ende der Brandperiode im Jahr 2005. Regionaler Schwerpunkt für die multitemporale Auswertung bildeten die zentralen *Aimags Khentii*, *Selenge* und *Töv*, die durch insgesamt drei MODIS Kacheln (*h25v04*, *h24v03* und *h24v04*) abgedeckt werden. Aus zeitlichen Gründen wurde auf die Tages-Produkte zurückgegriffen, die mit Hilfe der *Aimag*-Grenzen maskiert wurden, um die anfallende Datenmenge möglichst gering zu halten.

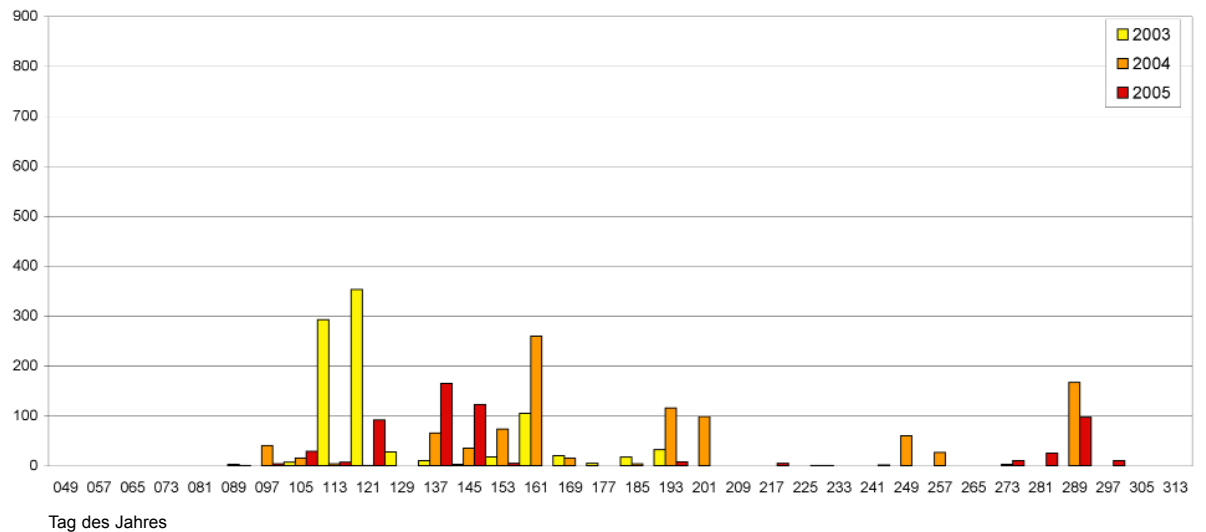
### 7.2.1 Feuerstatistik (2000 bis 2005)

Abbildung 76 zeigt die Anzahl der erfassten MOD14-Feuerpixel in einer zeitlichen Auflösung von 8 Tagen (Wochenrhythmus) für die Jahre 2000 bis 2005. Anhand der Feuerstatistik sind die beiden bekannten Hauptbrandphasen, die jeweils im Frühjahr sowie im Spätsommer eintreten, in allen Jahren deutlich zu erkennen. Die Statistik zeigt (eine Ausnahme bildet das Jahr 2000), das die Brandperiode in der Regel Ende März einsetzt (Tag 089) und sich dann während der Sommermonate ab Mitte Juni (Tag 169) bis Anfang September (Tag 249) aufgrund der stärkeren Niederschläge im Sommer deutlich abschwächt. Die zweite Brandperiode hält dann in der Regel bis Mitte Oktober (Tag 281) an. Somit ist erwartungsgemäß eine hohe Korrelation mit den in Kapitel 3.3.1 beschriebenen klimatischen und sozioökonomischen Brandursachen gegeben. Im Jahr 2000 sind die höchsten Frühjahrsbrände, im Jahr 2002 die höchsten Herbstbrände zu

Anzahl der Brandpixel

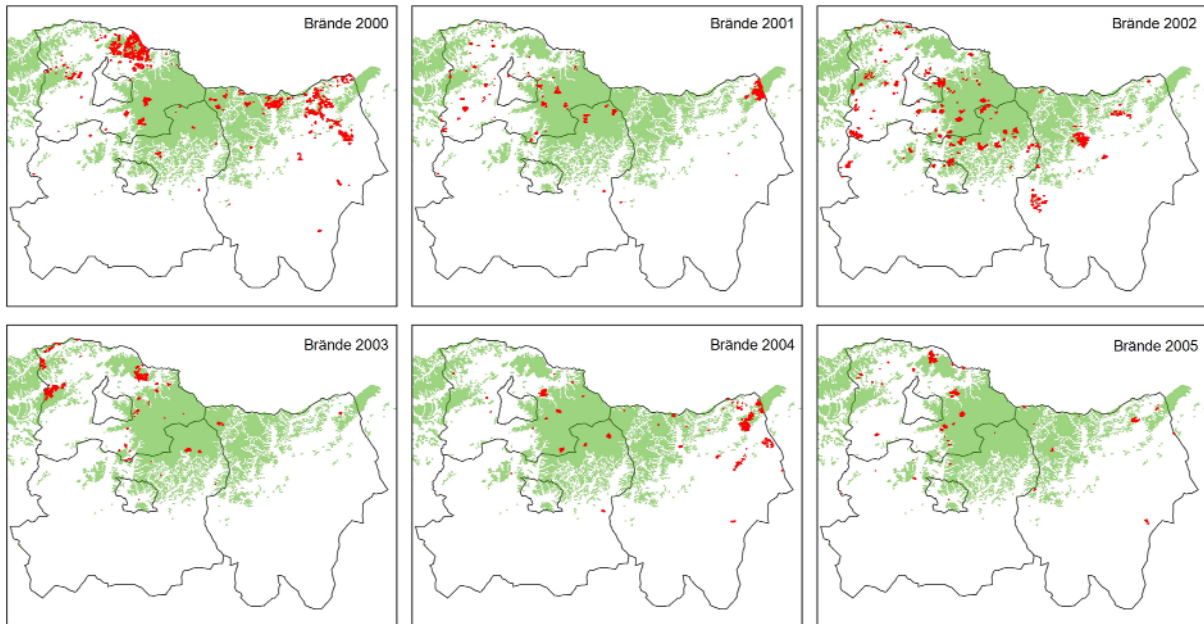


Anzahl der Brandpixel

**Abbildung 76:** Statistik der Wald- und Steppenbrände („Aktive Feuer“) von 2000 bis 2005 im 8-tages Rhythmus

verzeichnen. Die Jahre 2000 und 2002 zeigen auch insgesamt die höchste Brandaktivität. Im Jahr 2000 wurden über MODIS insgesamt 2979 Brandpixel, im Jahr 2002 insgesamt 2353 Brandpixel erfasst. Bei einer Auflösung von 927 m<sup>2</sup> pro Pixel nahmen die Wald- und Steppenbrände in beiden Jahren eine Fläche von deutlich über 200.000 Hektar ein. Die Jahre 2001, 2003 und 2004 waren durch eine wesentlich geringere Brandaktivität gekennzeichnet. In allen drei Jahren wurden nur noch um die 900 Brandpixel erfasst (ca. 70.000 ha). Das Schlusslicht bildet das Jahr 2005 mit 573 Brandpixeln (nur noch 19% des Jahres 2002). So ist in den letzten drei Jahren eine deutlich abnehmende Tendenz zu beobachten.

Die räumlichen Verbreitungsmuster der Brandereignisse innerhalb der zentralen *Aimags Selenge, Tov und Khentii* für die Jahre 2000 bis 2005 sind in der Abbildung 77 dargestellt. Das erhöhte Brandvorkommen in den Jahren 2000 und 2002 ist dabei deutlich zu erkennen. Auf den ersten Blick verteilen sich die Brände relativ homogen über die *Aimags*, mit Schwerpunkten in den nord- und nordöstlichen Bereichen innerhalb der bewaldeten Gebiete. Die kombinierte Darstellung der Brandereignisse mit der topographischen Ausstattung des Raumes zeigt jedoch deutliche und nachvollziehbare Konzentrationen (vgl. Kapitel 7.2.2).



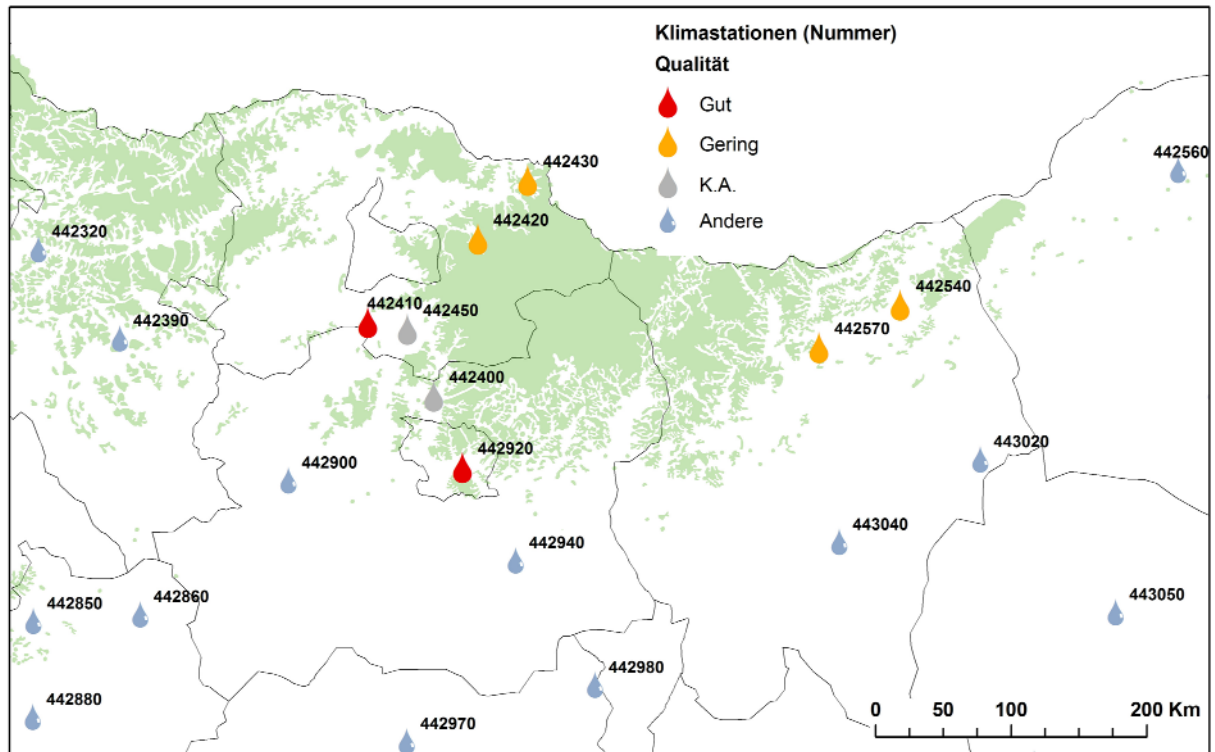
**Abbildung 77:** Räumliche Verbreitung der Wald- und Steppenbrände in den Jahren 2000 bis 2005.  
Datenquelle: MODIS „Active Fires“

Zur Untersuchung der Beziehungen zwischen Brandvorkommen und Klima (Niederschlags- und Temperaturverteilung) wurden Daten des „National Climatic Data Centers“ (NCDC) ausgewertet. Die Klimadaten sind für weltweit 8000 Klimastationen online als „Global Surface Summary of Day“ (GLOBALSOD) für Forschungszwecke frei erhältlich<sup>160</sup>. Die Datenbank enthält neben den Klimastationen (mit den entsprechenden geographischen Koordinaten) Angaben zu insgesamt 18 klimatischen Parametern mit täglichen Durchschnittswerten für die Jahre 1994 bis 2005 (Version 5) und wird kontinuierlich, unter Verwendung einer Vielzahl von Algorithmen zur Qualitätssicherung, fortgeführt. Historische Daten liegen für Teilregionen seit 1973 vor. Erhobene Parameter umfassen durchschnittliche Tagestemperaturen, Luftdruck, Windgeschwindigkeiten (leider nicht die vorherrschende Windrichtung), Sichtbarkeit sowie Angaben zu täglichen Niederschlägen und Schneetiefen (in 0.1 Inches). Die Datenbank weist eine hohe Kontinuität bezüglich der täglichen Temperaturwerte auf. Niederschlagswerte sind jedoch zumeist nur lückenhaft, in den meisten Fällen erst ab dem Jahr 2001, vorhanden. Für das Gebiet der Mongolei können auf Klimadaten für insgesamt 64 Stationen zurückgegriffen werden.

Die statistische Auswertung der zur Verfügung stehenden Klimadaten wurde durch die Qualität der erhobenen meteorologischen Parameter stark eingeschränkt. Aktuelle und kontinuierliche Informationen zu Niederschlag und Temperatur waren innerhalb der NCDC Datenbank nur für 2 Klimastationen des Untersuchungsgebietes (*Ulaanbaatar*; 442920 und *Barunhara*; 442410) erhältlich (vgl. Abbildung 78). Somit sind die klimatischen Auswertungen für ausgewählte Jahre qualitativ nicht ausreichend, um eine Korrelation zwischen dem zeitlichen Verlauf der Brandereignisse und den klimatischen Bedingungen der östlichen und der westlichen Pufferzone des *Khan Khentii* Gebietes herzustellen.

Dennoch ist der jahreszeitliche Verlauf des Klimaregimes gut zu erkennen. Beim Vergleich der monatlichen Temperatur- und Niederschlagswerte der Jahre 2000 bis 2005 (vgl. Abbildung 79) liegen die Tiefsttemperaturen in den Monaten Dezember und Januar in der Regel zwischen  $-25^{\circ}\text{C}$  bis  $-30^{\circ}\text{C}$ . Die höchsten monatlichen Temperaturmittelwerte liegen bei  $20^{\circ}\text{C}$  bis  $25^{\circ}\text{C}$  und korrelieren stark mit dem vorherrschenden Niederschlagsregime. Maximale Temperaturen werden in den Monaten Juni bis August erreicht. Aufgrund von Starkniederschlägen ist während dieser Zeitperiode generell mit einer geringeren Brandgefährdung zu rechnen. Sehr deutlich sind auch die Niederschlagsminima im Frühjahr und Herbst zu erkennen, die zu einer Erhöhung des Brandgefährdungspotenzials während dieser Monate führen. Im Jahr 2000 sind im Vergleich zu den Folgejahren in beiden Klimastationen relativ hohe Sommerniederschläge zu verzeichnen, die wahr-

<sup>160</sup> Online unter <http://www.ncdc.noaa.gov/> [Stand: 09.11.2006]. Die graphische Darstellung der klimatischen Parameter sowie die räumliche Verteilung der Klimastationen ist durch den Nutzer interaktiv möglich.



**Abbildung 78:** Räumliche Verteilung und Qualität der „National Climatic Data Center“ (NCDC) Klimastationen innerhalb der zentralen *Aimags* Selenge, Tov und Khentii. Datenquelle: NCDC

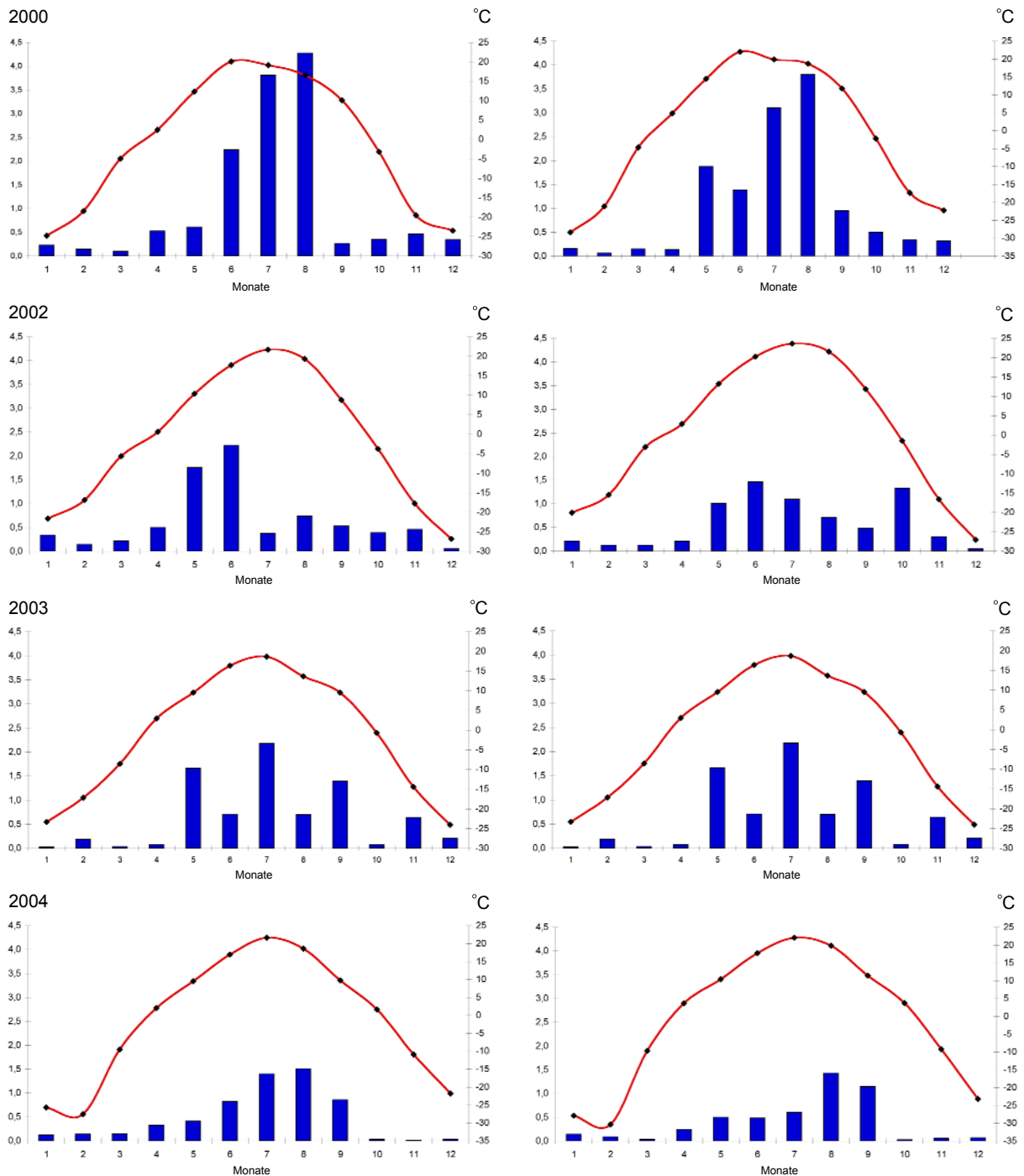
scheinlich auch zu einer zeitlichen Verzögerung der Herbstbrände führten. Die hohe Anzahl von Frühjahrsbränden, die schlagartig im April des Jahres 2000 begannen, wurde sicherlich durch die lang anhaltenden Trockenphasen der Vorjahre begünstigt (vgl. Kapitel 2.2). In den 2002, 2003 und 2005 sind die Temperatur- und Niederschlagskurven relativ konstant. Aktuelle und qualitativ hochwertigere Klimadaten für ausgewählte Klimastationen im Untersuchungsgebiet, die über das meteorologische Institut in Ulaanbaatar erhältlich sind, konnten im Rahmen der Arbeit leider nicht berücksichtigt werden.

### 7.2.2 Räumliche Verbreitungsmuster

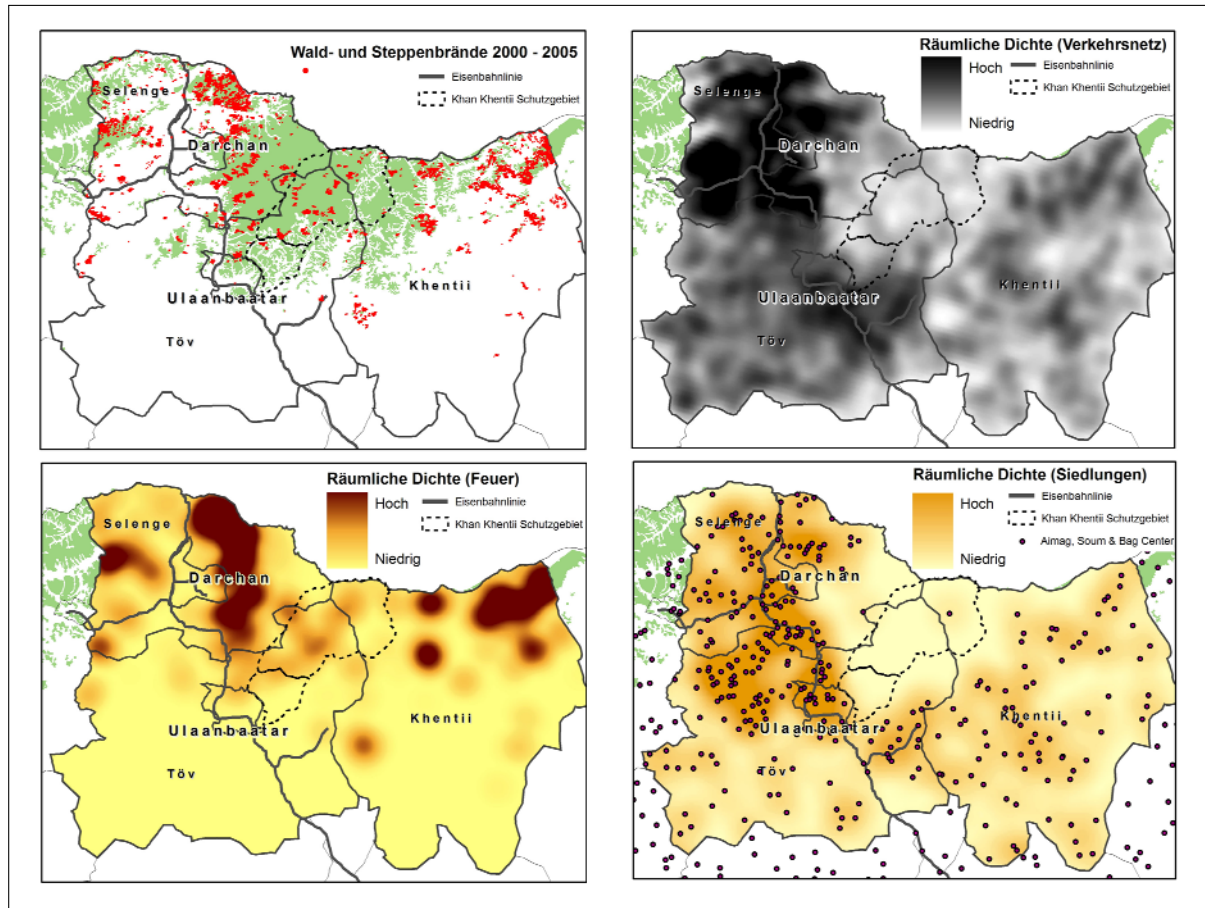
Die kombinierte Darstellung der Brandereignisse mit der topographischen Ausstattung des Raumes (vgl. Abbildung 80) zeigt erwartungsgemäß eine eindeutige Konzentration entlang der Hauptentwicklungsachse der Mongolei, die von *Ulaanbaatar* in Richtung Norden über *Darchan* bis zur russischen Grenze nahe *Sukhbaatar* (Hauptstadt des *Selenge Aimags*) verläuft. Dieses Ausbreitungsmuster korrespondiert mit der seit 1990 zu beobachtenden Konzentration der sozioökonomischen Aktivitäten entlang der transmongolischen Eisenbahn. Ebenfalls ist eine starke Korrelation zwischen Brandintensität und der Dichte des Wege- und Straßennetzes sowie der Siedlungsstruktur innerhalb

der *Aimags* festzustellen. Im Kartenbeispiel wurden die *Aimag*-, *Soum*- und *Bag*-Center zu einem Datensatz zusammengefasst.

Wie aus Abbildung 80 zu entnehmen ist, ist die Brandgefährdung innerhalb der Schutzgebietsgrenzen des *Khan Khentii* Schutzgebietes im Vergleich zu den weiter westlich und östlich gelegenen Gebieten geringer. Dies liegt einerseits an den reliefbedingten höheren Niederschlägen und an der hohen Dichte von Fließgewässern, aber auch an der vergleichsweise geringen Erschließung durch Wirtschaftswege. Aufgrund der Nutzungsbeschränkungen gemäß der Forstgesetzgebung von 1995 werden auch verstärkte Kontrollmaßnahmen durch die zuständigen Ranger durchgeführt. Der zweite Brandschwerpunkt im Nordosten des *Khentii*-*Aimags* ist nicht anhand der topographischen Ausprägung des Raumes zu erklären, sondern basiert wahrscheinlich auf physisch bedingten klimatischen Unterschieden in der *Ost-Khentii* Region mit vergleichsweise geringerem Niederschlag. Nicht zu unterschätzen ist in diesem Zusammenhang auch die Gefahr, die bei der vorherrschenden Windrichtung aus Nord bis Nordost von der Russischen Föderation ausgeht. Diese grenzüberschreitenden Brände waren unter anderem auch die für die katastrophalen Grossbrände Ende der 90er Jahre in der Mongolei verantwortlich.



**Abbildung 79:** Klimadiagramme mit Angabe der mittleren Monatsniederschläge (in 0.1 Inches) und mittlere Temperaturen im Jahresverlauf (2000, 2002, 2003, 2004). *Linke Reihe:* Station 442920 (*Ulaanbaatar*). *Rechte Reihe:* Station 442410 (*Barunhara*). Datenquelle: NCDC



**Abbildung 80:** Räumliche Dichte der Wald- und Steppenbrände (2000 bis 2005) in Korrelation zur Siedlungsstruktur und zum Wegenetz

Im Zeitraum von 2000 bis Ende der Brandperiode 2005 wurden insgesamt 9135 Brandpixel (Wald- und Steppenbrand) mit Hilfe des MODIS Sensors erfasst. Die betroffene Fläche nimmt somit insgesamt 780.000 Hektar ein. Fast 50% der Brandpixel liegen in bewaldeten Gebieten (ca. 9% der Gesamtwaldfläche)<sup>161</sup>. Abbildung 81 zeigt die Verteilung der erfassten Wald- und Steppenbrände auf Soum-Ebene. Die Kartendarstellung berücksichtigt nur Soums in denen es innerhalb des Auswertungszeitraumes über 40-mal gebrannt hat. Der Selenge Aimag weist mit insgesamt 4626 Feuerpixel (entspricht 11.2% der Gesamtfläche) die höchste Brandintensität auf. Innerhalb des Aimags kamen die meisten Brände im Eroo Soum (1320 Feuerpixel) und im Altanbulag Soum (980 Feuerpixel) an der russi-

schen Grenze vor. An zweiter Stelle liegt der Khentii Aimag mit insgesamt 3319 Feuerpixel (4,1% der Gesamtfläche) mit Brandschwerpunkte im Dadal (1211 Feuerpixel) und im Batschireet Soum (673 Feuerpixel).

Beim Vergleich der geographischen Lage der MOD14-Feuerpixel mit den im MODIS Landnutzungsprodukt (MOD12) enthaltenen Klassen des Jahres 2003 ist festzustellen, dass sich die Feuerpixel relativ gleichmäßig auf die klassifizierten Wald- und Steppenbereiche verteilen (vgl. Abbildung 82). Insgesamt waren mit 2712 Brandpixeln (230.000 Hektar), 7.5% der als Wald klassifizierten Gebiete betroffen. Das globale Klassifizierungsschema in Anlehnung an IGBP des Jahres 2003 (vgl. Kapitel 5.1.6) ist allerdings für den Waldsteppenbereich der nördlichen Aimags nur bedingt anwendbar. Ein Beispiel stellt die relativ hohe Anzahl von Brandpixeln in der Klasse „Landwirtschaftliche Fläche“ dar, die in Wirklichkeit eher Übergangsbereiche zwischen Wald und Steppe beschreiben.

<sup>161</sup> Hierfür wurden die Brandpixel mit der offiziellen Waldkartierung von 1981 (vgl. Kapitel 6.2.1) verschnitten.

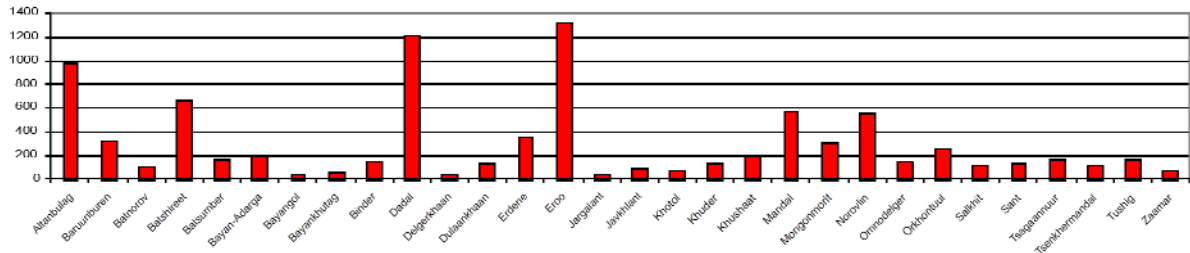
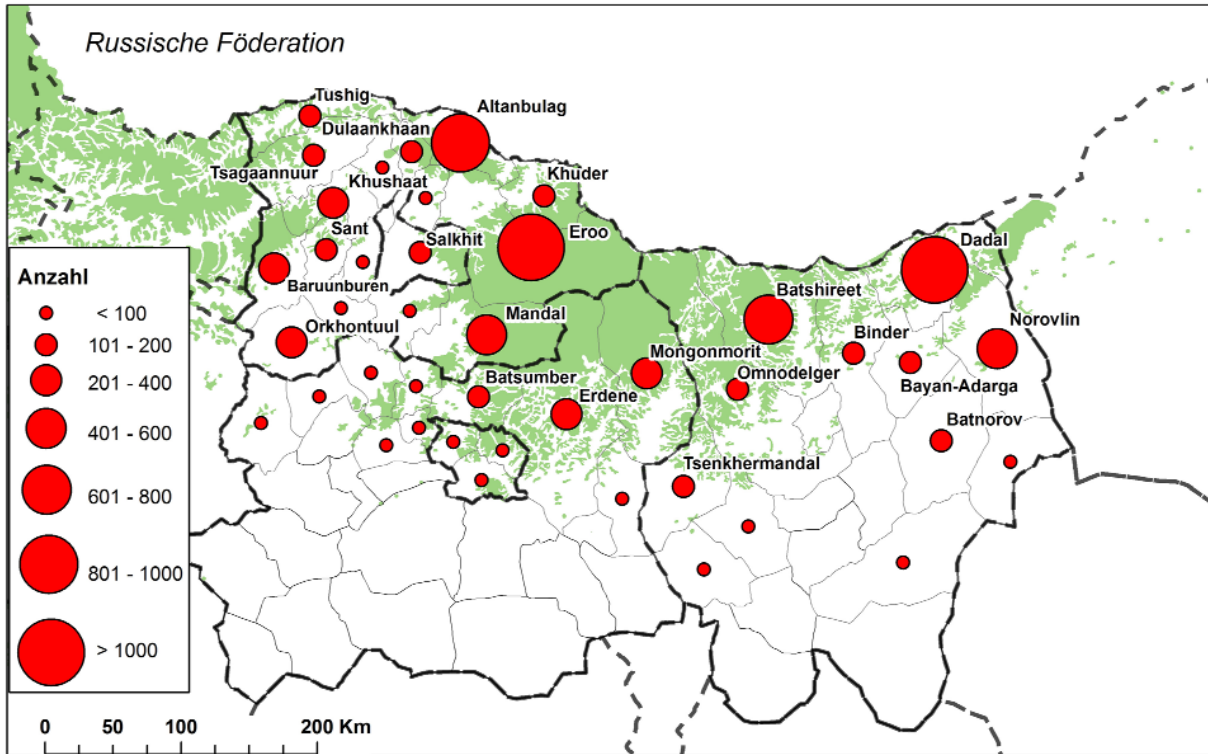


Abbildung 81: Anzahl und Verteilung der Wald- und Steppenbrandpixel auf Soum-Ebene für die Jahre 2000 bis 2005

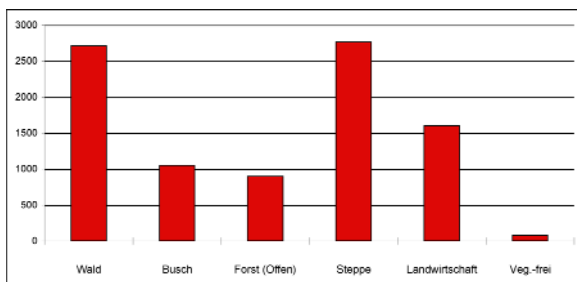
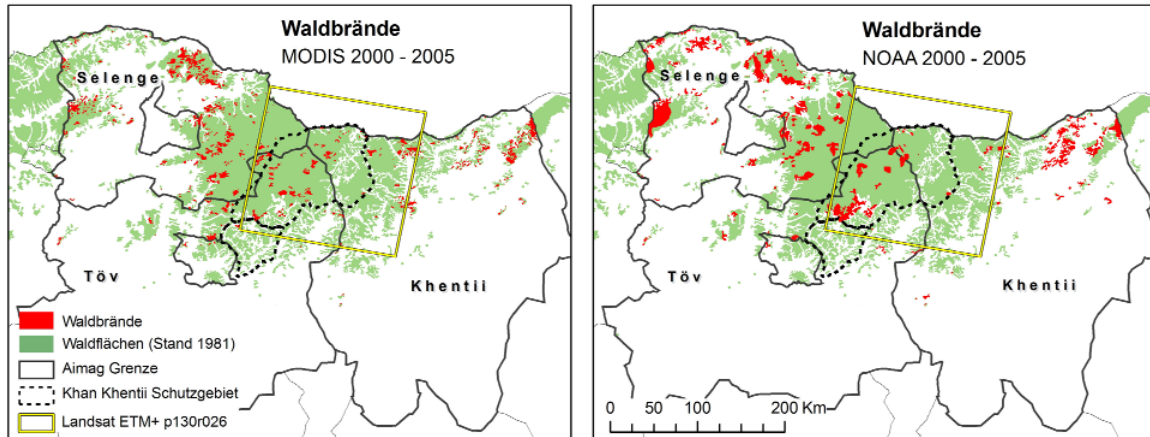


Abbildung 82: Anzahl der Brandpixel innerhalb der MODIS Landnutzungsklassifizierung von 2003

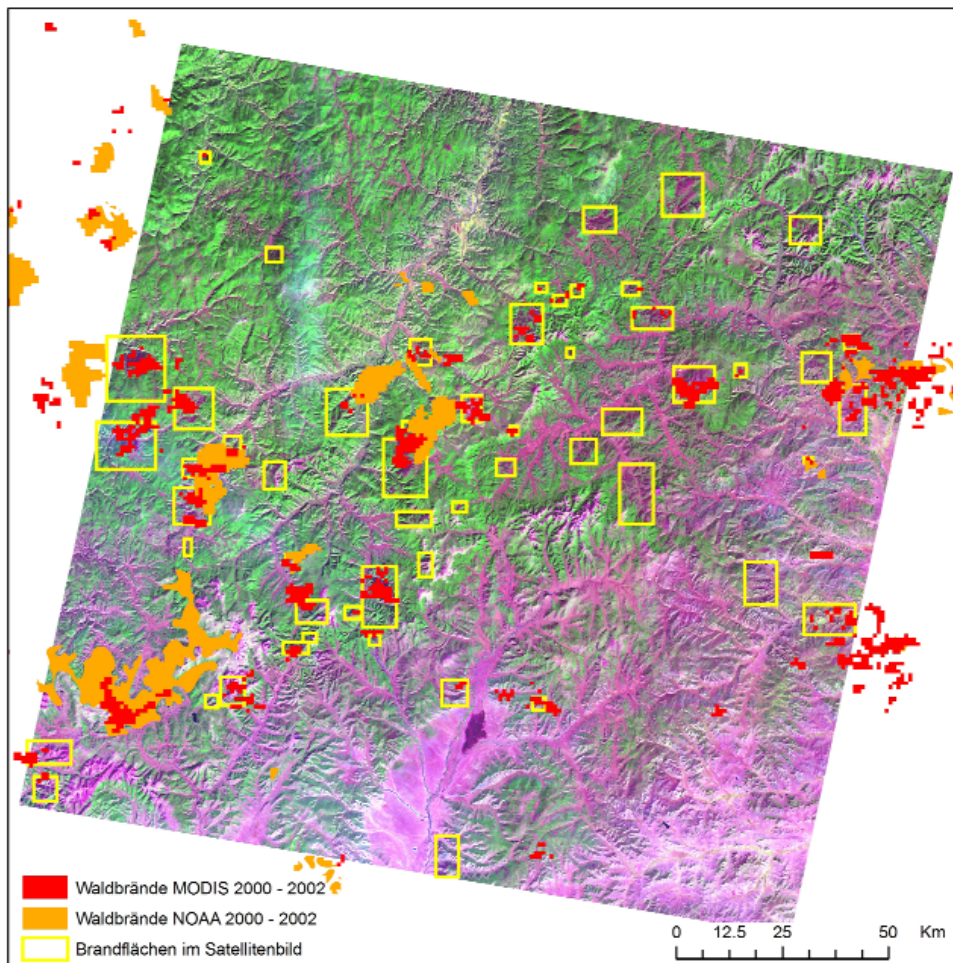
### 7.2.3 Vergleichende Analyse der Brandflächenerfassung mittels NOAA-AVHR

Die Daten des NOAA-AVHRR-Sensors, die vom ICC in Ulaanbaatar freundlicherweise ebenfalls für die Jahre 2000 bis 2005 zur Verfügung gestellt wurden, ermöglichten einen Vergleich mit den Klassifikationsergebnissen des MODIS Sensors. Die vergleichende Analyse zeigt zwar ähnliche Verbreitungsmuster, jedoch zum Teil erhebliche geometrische und damit auch statistische Abweichungen (vgl. Abbildung 83). Die folgenden Beispiele beziehen sich ausschließlich auf Waldbrände. Diese nahmen nach MODIS-Auswertungen für die Jahre 2000 bis 2005 eine Fläche von 380.000 ha ein, die NOAA-AVHRR-Auswertungen des ICC zeigen erheblich größere Waldbrandflächen von

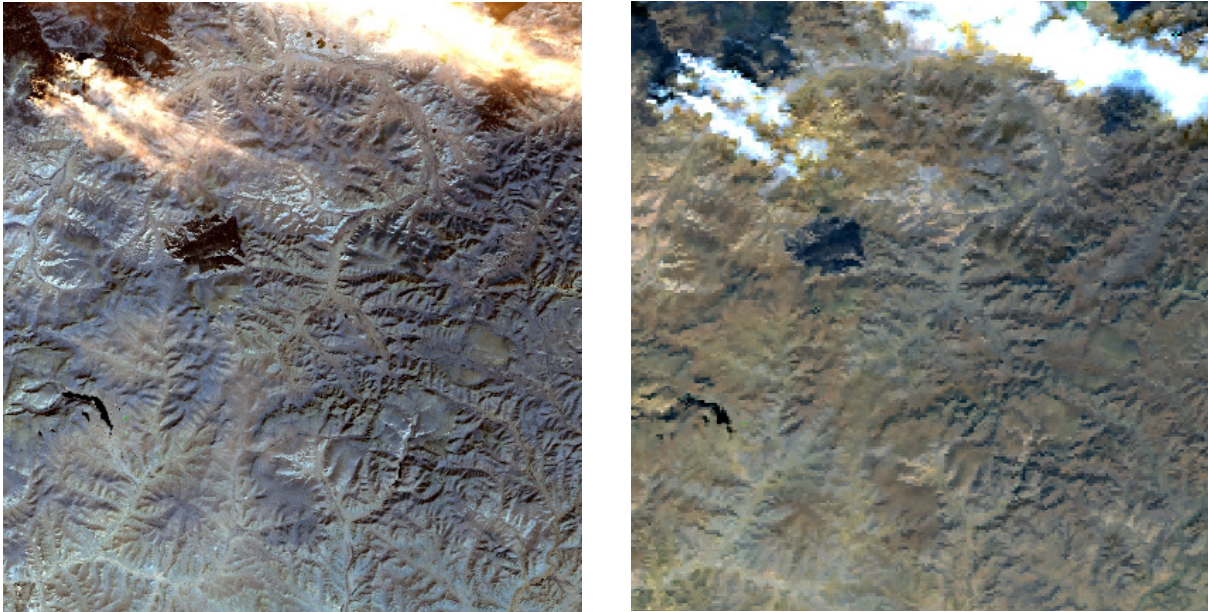




**Abbildung 83:** Räumliche Verteilung der MODIS und NOAA-AVHRR Auswertungen für die Jahre 2000 bis 2005. Der gelb umrahmte Bereich kennzeichnet die Ausdehnung der Landsat ETM+ Satellitenbildszenen, die zur Verifizierung der Waldbrände verwendet wurde



**Abbildung 84:** Verifizierung und Vergleich der erfassten Waldbrände (MODIS, NOAA-AVHRR) für den Zeitraum 2000 bis 2002 auf der Basis einer Landsat ETM+ Satellitenbildszenen vom 22.09.2002. Die gelb umrahmten Flächen kennzeichnen die eindeutig als Waldbrand identifizierbaren Flächen und zeigen eine hohe Übereinstimmung mit den erfassten „aktiven Feuern“ des MODIS sensors (rote Flächen) im Vergleich zu den NOAA-AVHRR-Auswertungen des ICC (gelbe Flächen). Projektgebiete Mongonmorit und Batshireet in der östlichen Pufferzone des Khan Khentii Schutzgebietes



**Abbildung 85:** Optischer Vergleich der Sensoren Landsat ETM+ und MODIS Terra „Surface Reflectance“ zur Brandflächenerfassung. Links: Landsat ETM+ (90 m Auflösung). Rechts MODIS mit einer Auflösung von 500 m. Beide Aufnahmen sind vom 22.09.2002 und zeigen aktive Brände im *Arhangay* Aimag. In beiden Satellitenbildausschnitten sind die aktiven Brände anhand der Rauchentwicklung im oberen Bildausschnitt sowie bereits verbrannte Flächen gut zu erkennen

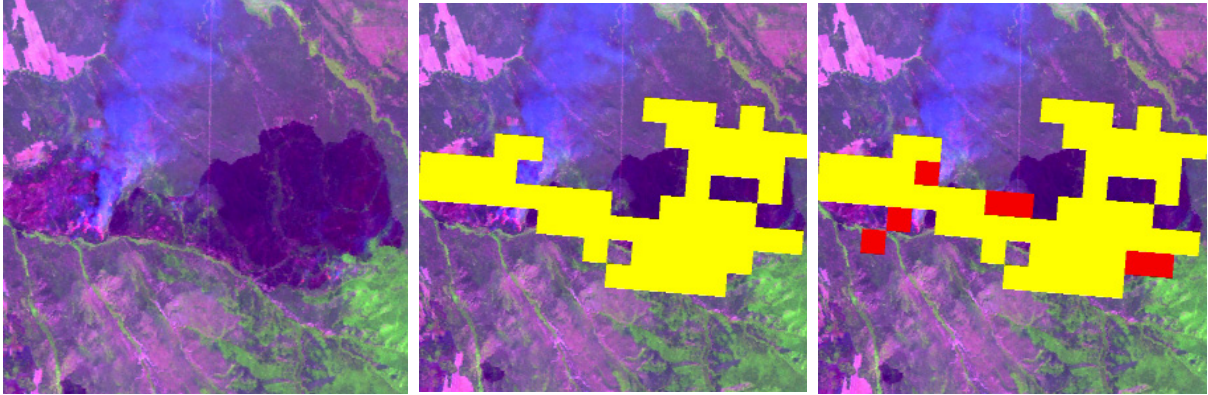
insgesamt 620.000 ha. Zum Vergleich der Datenbestände erfolgte eine Verifizierung der Waldbrände auf der Basis der Landsat ETM+ Satellitenbildszene vom 22.09.2002. Im Satellitenbild wurden die detektierbaren Waldbrandflächen visuell abgegrenzt und mit den MODIS und NOAA-AVHRR-Auswertungen der Jahre 2000 bis 2002 überlagert (vgl. Abbildung 84). Die MODIS Daten können zu fast 70% der kartierten Brandflächen zugeordnet werden (von den 55 ausgewiesenen Brandflächen stammen einige sicherlich aus den Jahren vor 2000), die Zuordnung der NOAA-Daten ist nur zu 20% möglich. Dieses hohe Ungleichgewicht basiert sicherlich auf visuellen Interpretationsschwierigkeiten des ICC bei der Auswertung der AVHRR Daten. Nach Stocks et al. (2001) bietet der MODIS-Sensor erhebliche Vorteile bei der Entdeckung von aktiven, insbesondere von kleinen Feuern. Die relativ kleinräumigen Strukturen von MODIS im Vergleich zu den stark generalisierten NOAA-Auswertungen des ICC sind ebenfalls in Abbildung 84 ersichtlich.

#### 7.2.4 Ermittlung der Flächenverluste durch Waldbrand

Wie in Kapitel 3.3.1 beschrieben, führt nicht jeder Waldbrand zwangsläufig auch zum totalen Verlust der Waldressourcen. Daher ist die Verifizierung der Ergebnisse sowie eine nachträgliche detaillierte Schadenskartierung, zumindest für Teilregionen, auf der Basis von hoch- oder mittelauflösenden optischen Satellitenbilddaten notwendig. Diese sollten möglichst multitem-

poral und flächendeckend vorliegen, um die Lagegenauigkeit der MODIS Brand Produkte zu überprüfen und eine detaillierte geometrische Abgrenzung der Brandfläche zu ermöglichen. Abbildung 85 zeigt einen größeren Ausschnitt aus einer multispektralen LANDSAT 7 ETM+ Satellitenbildszene vom 22.09.2002 im Vergleich mit einer zeitgleichen MODIS Terra *Surface Reflectance*-Aufnahme (MOD09GHK) mit einer Auflösung von 500 Metern in Echtfarbenarstellung. Aufgrund der fehlenden Wolkenbedeckung in beiden Szenen sind die aktuellen Waldbrände anhand der Rauchentwicklung im oberen Teil der Abbildung sehr deutlich zu erkennen. Die verbrannten Flächen sind auch in der MODIS-Aufnahme trotz der im Vergleich niedrigen Auflösung anhand der dunkleren Farbe räumlich sehr gut abgrenzbar. Das Beispiel verdeutlicht die Möglichkeit, Brandflächenkartierungen im mittleren Maßstab auf der Basis von frei verfügbaren, temporal hochaufgelösten Satellitenbilddaten durchzuführen. Problematisch ist jedoch die sehr oft vorhandene starke Wolkenbedeckung. Die Recherche nach wolkenfreien Szenen kann sich sehr zeitintensiv gestalten.

Zur Verifizierung der MODIS Brandauswertungen aus den Jahren 2000 bis 2005 wurden diese mit den zur Verfügung stehenden Landsat 7 ETM+ Daten visuell verglichen. Eine zeitliche Übereinstimmung der Landsat Satellitenbilddaten mit den MODIS Auswertungen war aufgrund der Datenverfügbarkeit maximal bis Sep-



**Abbildung 86:** Zeitnahe Überlagerung von Landsat 7 ETM+ und MODIS (MOD14) Satellitenbilddaten zur Verifizierung der MODIS „Active Fire“-Produkte. Im Satellitenbildausschnitt ist die noch aktive und vergleichsweise große Brandfläche (ca. 70 km<sup>2</sup>) in der gewählten Falschfarbenkombination 5, 4, 3 (RGB) anhand der dunkelroten Farbe gut zu erkennen. Die Brandfläche wird von den MODIS Wochenprodukten vom 18. Juni 2000 (Gelb) und 26. Juni 2000 (Rot) – Aufnahmezeitpunkt der Landsat Satellitenbildszene – überlagert

tember 2002 möglich (vgl. Kapitel 6.2). Dabei wurden die eindeutig als Brandfläche klassifizierten Flächen in der Regel auch durch den MODIS Sensor (MOD14) erfasst. Die Übereinstimmung lag hier, ähnlich wie beim Vergleich mit den NOAA-AVHRR Daten, im vorherigen Kapitel bei knapp über 70%. Allerdings konnten auch zahlreiche Brandpixel keiner Brandfläche zugeordnet werden. Hier handelt es sich entweder um Fehlsignale des Sensors oder um größere Bodenbrände, die zu keiner nachhaltigen Schädigung der Bestände im Kronenbereich geführt haben.

Abbildung 86 zeigt einen ausgedehnten Steppenbrand innerhalb der Russischen Föderation, ca. 80 km nördlich der mongolischen Grenze (*Selenge* Aimag), der in der östlichen Bildmitte in einen Waldbrand übergeht. Das Beispiel zeigt die generell hohe geometrische und zeitliche Übereinstimmung der MODIS Feuerprodukte (1 km Auflösung) mit den im Landsat-Bild detektierbaren Bränden.

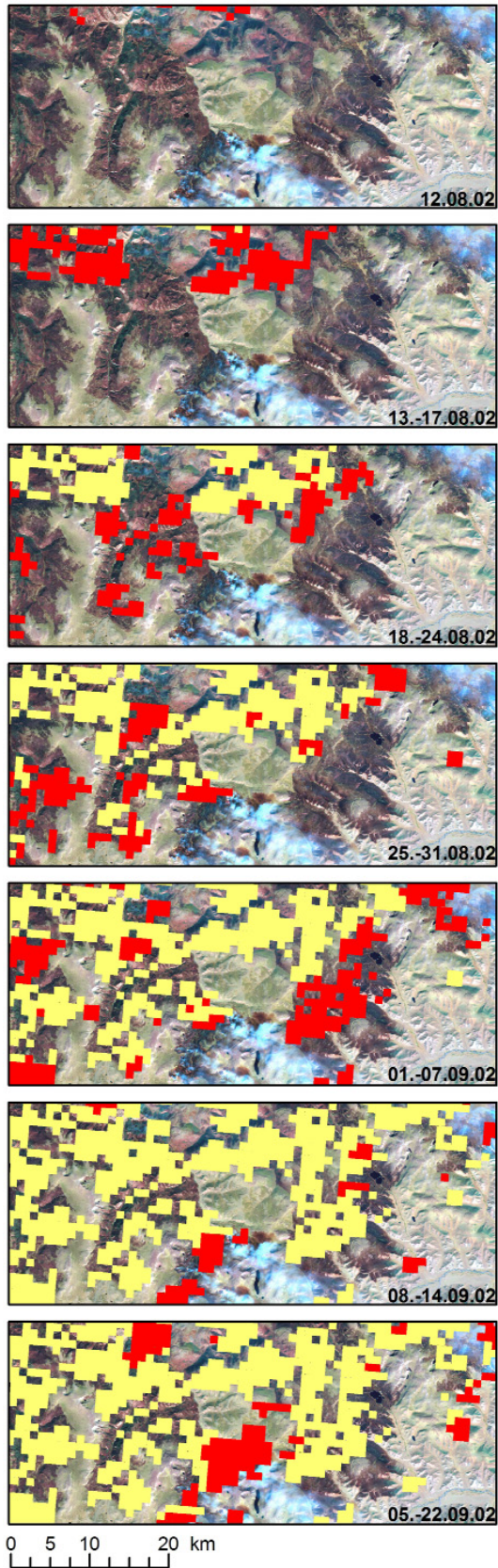
Die hohe zeitliche Auflösung der MODIS Feuerprodukte wird auch in Abbildung 87 ersichtlich. Hier ist die raumzeitliche Ausbreitung von Spätsommerbränden auf der Basis einer ETM+ Satellitenbildszene vom 22. September 2002 dargestellt. Die Auswertung der MODIS Feuerprodukte basierte auf Tagesprodukten (MOD14A1) und erfolgte über einen Zeitraum von 41 Tagen (12.08 – 22.08.2002). Zur besseren Übersicht wurden die Tagesprodukte in Wochenprodukten zusammengefasst. Sehr gut sind die aktiven Brände zur Zeit der Landsat Satellitenbildaufnahme anhand der Rauchentwicklung im zentralen südlichen Bildbereich sowie im Norden und im Nordosten zu erkennen. Trotz der relativ geringen geometrischen Auflösung der MODIS Daten ist ebenfalls eine sehr gute räumliche Übereinstimmung der von MODIS erfassten aktiven

Brände festzustellen. Das Bildbeispiel zeigt eine deutliche, nach Südosten orientierte Brandausbreitung und stellt somit ein gutes Beispiel für die Abhängigkeit des Brandgeschehens von der vorherrschenden, nordwestlichen Windrichtung die, wie in Kapitel 7.2.5 beschrieben, zu einer verstärkten Brandgefahr auf nordwestorientierte Hänge führt.

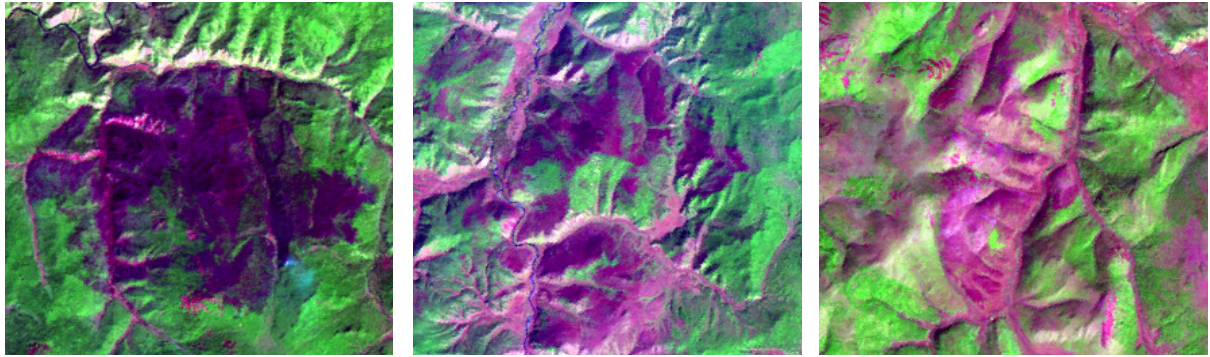
Die hohe temporale Auflösung der MODIS Feuerprodukte ermöglicht ebenfalls eine zeitliche Differenzierung und Einordnung der Brandflächen. Durch die zeitliche Fixierung der Waldbrände können durch Folgeauswertungen von multitemporalen Satellitenbilddaten im Sinne eines Brandflächenmonitorings, wichtige Erkenntnisse zur Brandflächenentwicklung gewonnen werden (z.B. Regeneration der Krautschicht oder Birkenverjüngung), die dann konstruktiv im Bereich des Ressourcenmanagements einsetzbar sind (vgl. Abbildung 88).

Da ausgewählte Landsat 7 ETM+ Satellitenbilddaten im GLCF zurzeit aufgrund von technischen Schwierigkeiten (Ausfall des SLC; *Scan Line Corrector*) maximal bis zum Jahr 2003 kostenlos zur Verfügung stehen<sup>162</sup>, und seit März 2006 ebenfalls technische Schwierigkeiten beim älteren Aufnahmesystem TM bestehen, kann zur Erfassung oder zur Verifizierung der aktuellen Flächenverluste durch Waldbrand auf andere hochauflösende optische Sensoren, wie z.B. ASTER (15 m sichtbares Licht, 30 m nahes Infrarot), SPOT oder auf Methoden der Radarfernerkundung zurückgegriffen

<sup>162</sup> Da die Landsat Sensoren trotzdem weiterhin Daten aufnehmen, wird am GLCF diskutiert einen neuen Datensatz vom Jahr 2005 kostenlos zur Verfügung zu stellen. Wann dies geschehen wird ist noch nicht geklärt.



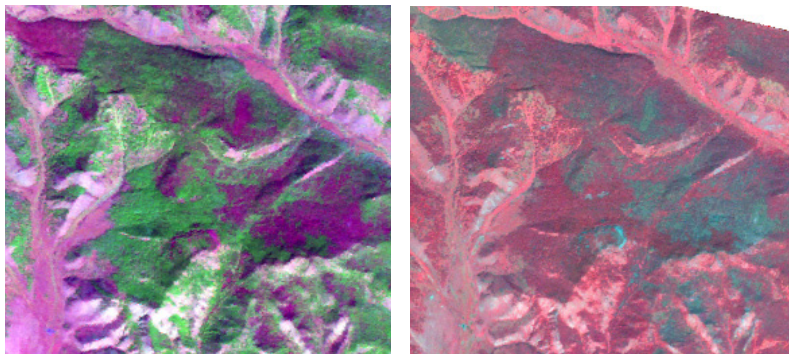
**Abbildung 87:** Zeitliche Dokumentation der Brandausbreitung (12.08.2002 bis 22.09.2002) mit Hilfe von MODIS Daten. Das Beispiel zeigt eine Brandfläche an der Grenze zwischen den Aimags *Arhangay* und *Dzavhan* an der Quelle des Flusses *Ideriyn Gol* in der Mongolei



**Abbildung 88:** Zeitliche Einordnung von Brandflächen auf der Basis einer Landsat 7 ETM+ Satellitenbildszene vom 12.09.2002. Die Abbildung zeigt die multitemporale Veränderung der Reflexionseigenschaften ehemaliger Brandflächen durch die allmähliche Vegetationsentwicklung. Die Brandflächen sind jeweils im Bildmittelpunkt angeordnet. *Links:* Aktuelle Brandfläche August 2002, *Mitte:* Brandfläche Mai 2001, *Rechts:* Brandfläche vor 2000

werden (vgl. Kapitel 5.1). ASTER Satellitenbilddaten sind wie auch MODIS über das DAAC (*Distributed Active Archive Center*) der NASA erhältlich. Bis Anfang des Jahres 2006 waren so genannte *Aster On demand L2 Surface Radiance (AST\_09)* mit spektralen Informationen im SWIR und VNIR Bereich kostenlos verfügbar. Ihre Eignung zur Brandflächendetektierung wird in Abbildung 89 dargestellt.

ergeben sich insbesondere durch Waldbrand erhebliche Flächenverluste, die sich auch innerhalb der 13-jährigen Zeitspanne aufgrund der extremen klimatischen Verhältnisse kaum regenerieren konnten. Für das Projektgebiet *Batschireet* konnten zwischen 1989 und 2002 durch den multitemporalen Vergleich Flächenverluste von insgesamt 30.000 ha festgestellt werden. Dies entspricht einem Prozentsatz von 13,8%

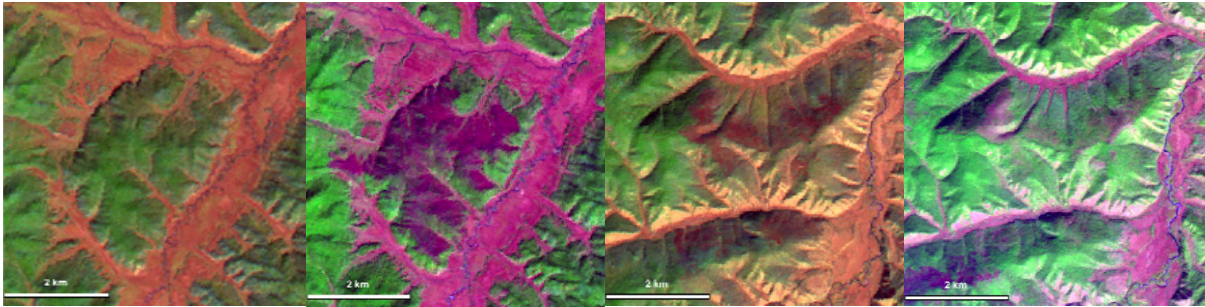


**Abbildung 89:** Optischer Vergleich von Landsat ETM+ und ASTER zur Brandflächenerfassung. *Links:* aktuelle Brandflächen nahe *Mongonmorit* in der östlichen Pufferzone des *Khan Khentii* Schutzgebietes aus dem Jahr 2002 (Landsat). In der gewählten Bandkombination 5,4,3 (RGB) erscheinen die Brandflächen dunkelrot. *Rechts:* ASTER-Aufnahme (VNIR) vom August 2004. Die verbrannten Flächen, die in der gewählten Farbdarstellung grünlich erscheinen, zeigen auch nach zwei Jahren keine wesentlichen Flächenveränderungen

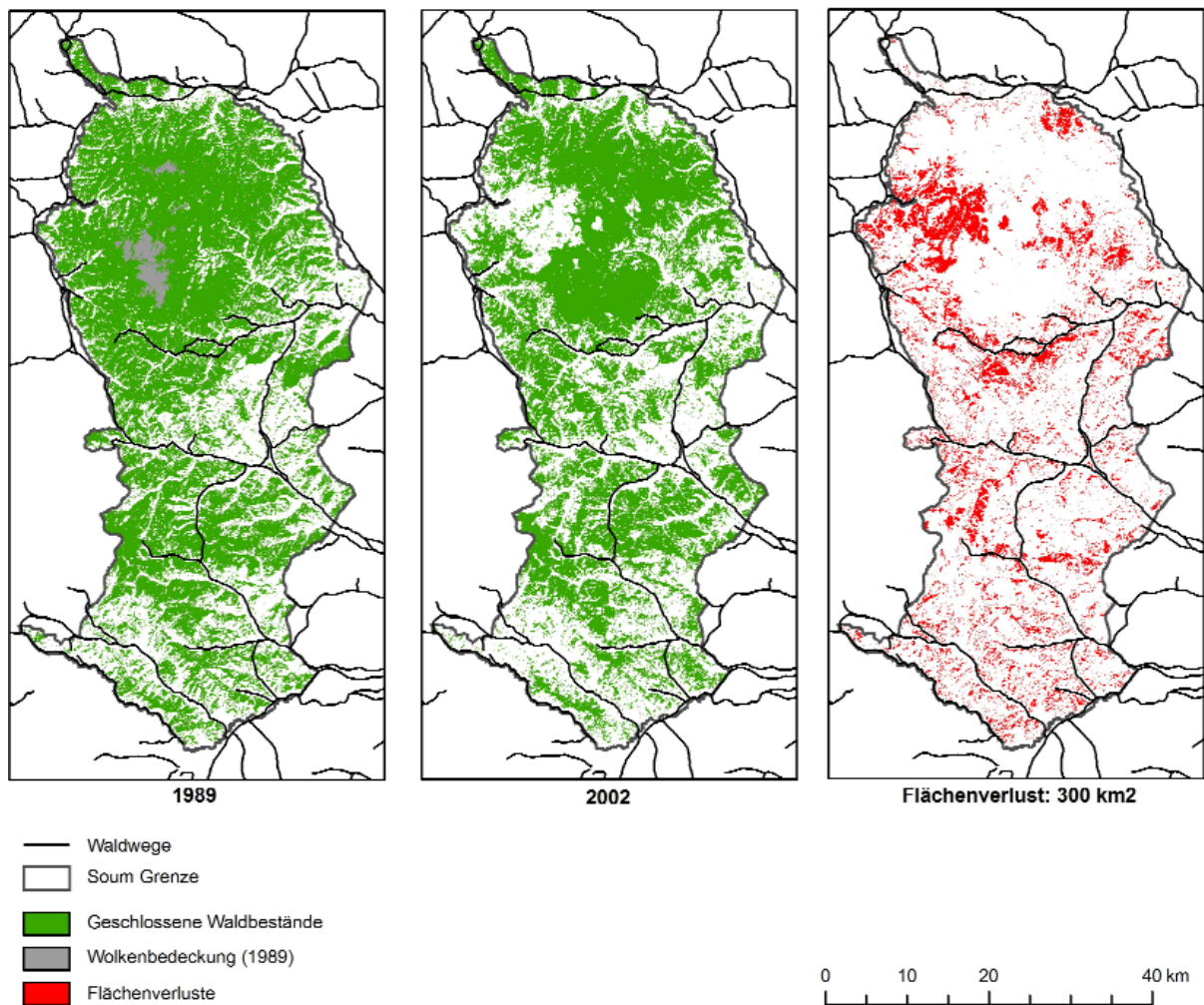
Die genaue Quantifizierung von Flächenverlusten durch Waldbrand ist nur durch eine multitemporale Analyse von hochauflösendem Satellitenbildmaterial möglich. So können beispielsweise durch die Integration von Landsat TM oder Landsat MSS Daten auch Flächenverluste vor dem Jahr 2000 erfasst werden (vgl. Abbildung 90).

Für die östlichen Projektgebiete lag eine über GLCF prozessierte Landsat TM Szene vom September 1989 vor. Im Vergleich zu der Septemberszene von 2002

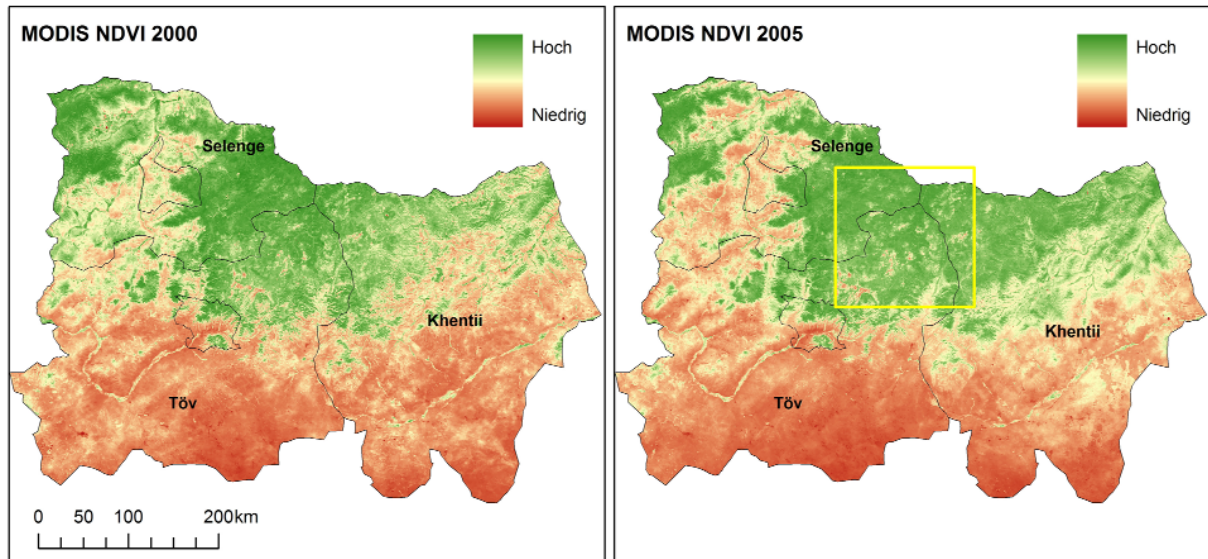
der Gesamtfläche. Wie in Abbildung 91 zu erkennen ist, konzentrieren sich diese hauptsächlich im Nordwesten des *Soums*. Hier sind überwiegend Lärchen und ab einer Höhe von ca. 1900 m ü. N.N. auch Zirbelkiefern bestandsbildend. Augenfällig ist auch die Nähe der zusammenhängenden Brandflächen zu den Waldwegen, die überwiegend innerhalb einer Pufferzone von 2 km vorkommen, so dass anthropogene Ursachen für die Brandentfachung im Rahmen von sozio-ökonomischen Aktivitäten, wie z.B. das Sammeln von Zirbelnüssen, sehr wahrscheinlich sind. Ähnliche



**Abbildung 90:** Vergleich von Brandflächen in Landsat TM (1989) und Landsat ETM+(2002)-Aufnahmen. Im linken Bildpaar sind deutliche Flächenverluste durch Waldbrand im zentralen Bildbereich des Landsat 7 ETM Ausschnittes zu erkennen (ca. 8 km<sup>2</sup>). Im rechten Bildpaar ist eine größere Brandfläche des Jahres 1989 abgebildet, die sich auch nach 13 Jahren nur in Teilbereichen regeneriert hat



**Abbildung 91:** Flächenverluste durch Waldbrand in den Jahren 1989 bis 2002 im Projektgebiet *Batschireet* in der Östlichen Pufferzone des Khan Khentii Schutzgebietes



**Abbildung 92:** Vergleich von NDVI-Werten für die Aimags *Khentii*, *Töv* und *Selenge* vom 26.06.2000 und 26.06.2005. Ein Schwerpunkt des Waldflächenverlustes ist vor allem im zentralen Bereich der drei Aimags (gelbe Umrahmung) festzustellen

Flächenverluste sind im weiter westlich gelegenen Projektgebiet *Mongonmorit* zu verzeichnen. Bei einer Gesamtfläche von 3400 km<sup>2</sup> und einem Flächenverlust von 63.000 ha liegt der Prozentsatz mit 18.5 % sogar noch höher.

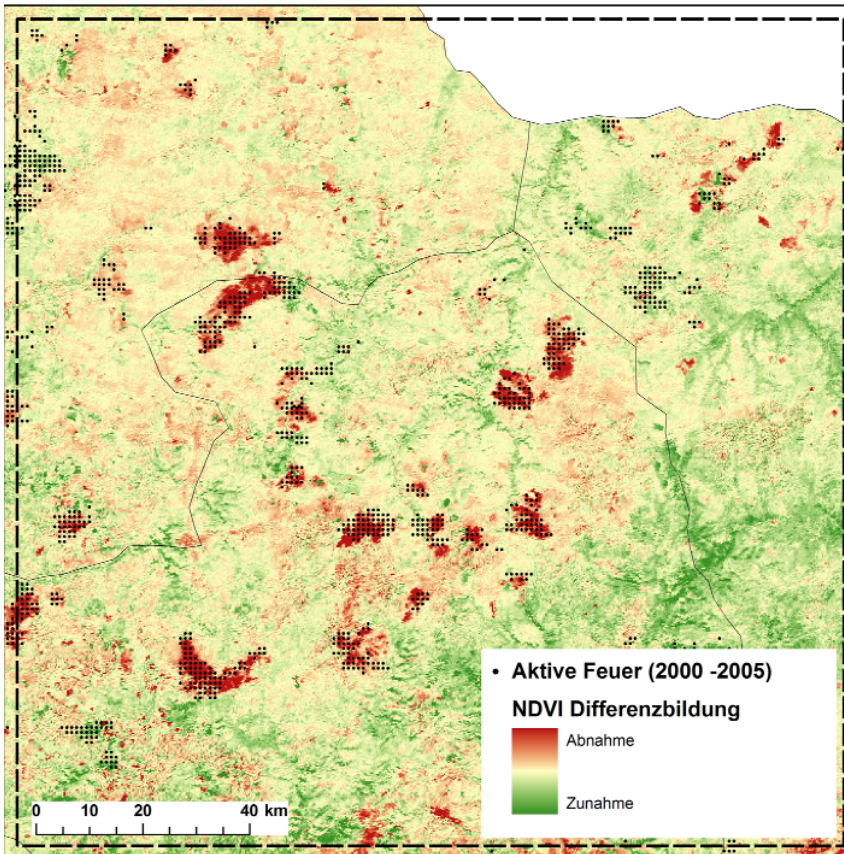
Problematisch für die Brandflächenerfassung und -verifizierung ist der oft hohe Grad an Wolkenbedeckung bei den optischen Sensoren. Die Radar-Fernerkundung (z.B. SAR) bietet Anwendungsmöglichkeiten zur Quantifizierung von Flächenveränderungen durch die Auswertung der unterschiedlichen Rückstreuungsraten zwischen vegetationsfreien und vegetationsbedeckten Flächen. Allerdings sind die Einsatzmöglichkeiten bei hoher Reliefenergie, wie in Kapitel 5 beschrieben (noch) eingeschränkt.

Eine sehr effektive und kostengünstige Möglichkeit zur Dokumentation von Flächenverlusten besteht in einer Zeitreihenanalyse auf der Basis von MODIS NDVI Produkten (Normalized Difference Vegetation Index). Die MOD13 Produkte haben eine räumliche Auflösung von maximal 250 Metern und stehen ebenfalls über das DAAC seit sechs Jahren kostenlos zur Verfügung (vgl. Kapitel 5.1.2). Durch die Erstellung von 16-Tages-Produkten werden die Effekte der Wolkenbedeckung größtenteils eliminiert. Die multitemporale Auswertung über NDVI (MODIS) ist wie erwähnt erst ab dem Jahr 2000 möglich. Langfristige Trendanalysen bezüglich der anhaltenden Degradation der natürlichen Vegetation sind somit aufgrund der hohen jahreszeitlichen Klimavariabilität noch nicht möglich. Allerdings können kurzfristig eintretende Veränderungen, z.B. in Form von Grossbränden, sehr gut erfasst werden. Ebenfalls

besteht ein großes Potenzial über NDVI Waldschäden durch Insektenbefall zu quantifizieren. Hier können Zeitreihenanalysen über NDVI wichtige Zusatzinformationen liefern, da eine Differenzierung zwischen Waldbrand und Insektenbefall in den multispektralen Satellitenbilddaten über die spektralen Informationen nicht möglich ist. Abholzungen werden aufgrund ihrer Kleinräumigkeit bei einer Auflösung von 250 Metern nicht erkennbar sein, da in der Regel kein großflächiger Kahlschlag praktiziert wird, sondern sehr selektiv und inhomogen abgeholzt wird. Ähnliches gilt für Tagebauaktivitäten, die seit 1990 (noch) relativ kleinräumig über private Lizenzvergaben erfolgen.

Das folgende Beispiel basiert auf MODIS NDVI Produkten mit einer Auflösung von 250 m. Die vergleichende Betrachtung der NDVI Werte der Jahre 2000 und 2005 zeigt regional erhebliche Unterschiede. Eine Zunahme der Werte ist vor allem im nordöstlichen Bereich des *Khentii* Aimags, eine Abnahme dagegen im Nordwesten des *Selenge* Aimags ersichtlich (vgl. Abbildung 92). Diese Differenzen ergeben sich durch die unterschiedliche Vitalitätsausprägung der Steppenvegetation aufgrund der hohen Niederschlagsvariabilität. Die NDVI Werte innerhalb der Waldgebiete erscheinen in beiden Jahren logischerweise sehr konstant. Negative Abnahmen sind nur lokal, überwiegend aufgrund von Flächenverlusten durch Waldbrand, zu verzeichnen.

In Abbildung 93 sind für den gekennzeichneten Bereich die über MODIS erfassten aktiven Feuer der Jahre 2000 bis 2005 auf die NDVI Werte des Jahres 2005 überlagert. Die Differenzbildung der NDVI-Pro-



**Abbildung 93:** Visualisierung von Brandschäden durch die Differenzbildung von NDVI-Produkten der Jahre 2000 und 2005

dukte der Jahre 2000 und 2005 ermöglicht eine geometrisch relativ genaue Schadenskartierung der Waldbrände, wobei die Brandpixel als Referenzobjekte für die Bildung eines Schwellenwertes herangezogen wurden. Aus der Abbildung wird die sehr hohe Übereinstimmung zwischen den erfassten aktiven Bränden und den negativen Veränderungen von NDVI Werten ersichtlich. Für den ausgewerteten Fünfjahreszeitraum lässt sich der ungefähre Flächenverlust quantifizieren, der für das gesamte Untersuchungsgebiet bei 133.000 ha liegt und damit etwa ein Drittel der durch Waldbrand betroffenen Fläche ausmacht.

### 7.2.5 Bewertung des Feuerpotenzials

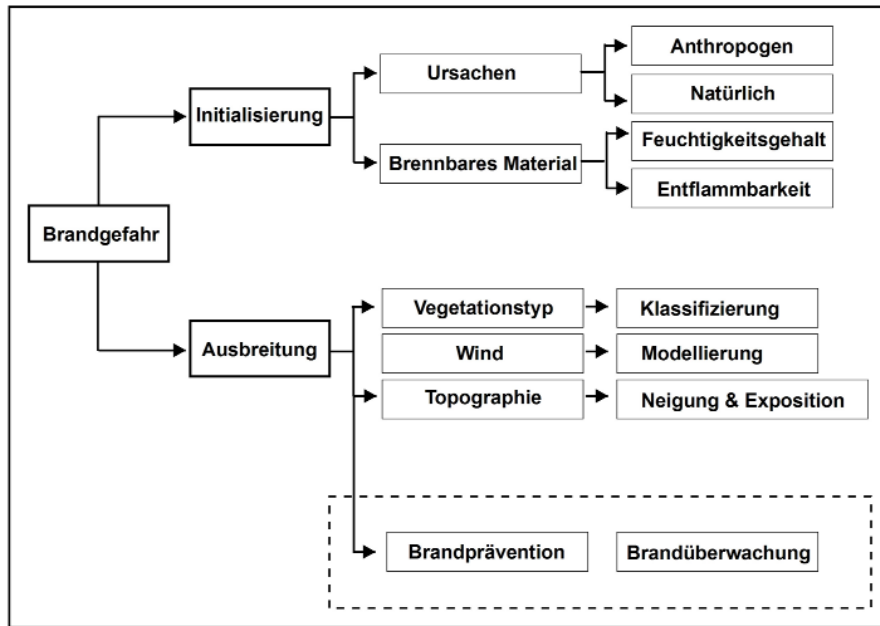
GIS und Fernerkundungsmethoden können für die Analyse der Verbreitungsmuster von Bränden sinnvoll eingesetzt werden. In der Mongolei ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Brandverteilung und den sozioökonomischen Aktivitäten erkennbar. Eine effektive Modellierung des Feuerpotenzials wird allerdings durch die Komplexität der Prozesszusammenhänge und durch regional unterschiedliche Ausgangsbedingungen wesentlich erschwert. Das Brandverhalten und die Ausbreitung von Waldbränden werden in der Literatur von den Faktoren Topographie (Hangausrichtung, Hangneigung und Höhe), Klima

(z.B. Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windrichtung und -intensität und Niederschlag) und Brennmaterialien bestimmt. An diesen Parametern orientieren sich auch die meisten bestehenden Modelle zur Risikoabschätzung und zur Feuerausbreitung wie FARSITE<sup>163</sup> (FINNEY 1998) oder BEHAVE (BURGAN 1984)<sup>164</sup>. Für die Modellierung können aber auch zusätzliche demographische und topographische Informationen wie z.B. die Bevölkerungsverteilung oder die Erschließung von Regionen durch Waldwege sowie das Vorkommen von Fließ- und Oberflächengewässern berücksichtigt werden (vgl. Abbildung 94). Wie in Kapitel 3.3 beschrieben, steht die Brandinitialisierung im engen Zusammenhang mit dem Feuchtigkeitsgehalt des brennbaren Materials (Lebend- oder auch Totholz). Ausbreitungsgeschwindigkeit und Intensität

<sup>163</sup> Ein von der USDA (*Forest Service / Fire Science Laboratory*) entwickelte Software zur Simulation von Waldbrandausbrei

<sup>164</sup> Beispiele für Feueregefährdungsinformation in „Near Real Time“ sind online unter <http://fms.nofc.cfs.nrcan.gc.ca/cwfis> (Canadian Wildland Fire Information System, CWFIS) [Stand: 12.08.2006] oder <http://www.fs.fed.us/land/wfas> (Wildland Fire Assessment System (WFAS) [Stand: 12.08.2006] für die USA zu finden. Diese beschränken sich jedoch ausschließlich auf einer Auswertung klimatischer Parameter. Topographie und brennbares Material werden konstant gehalten.





**Abbildung 94:** Struktur und Komponenten zur Brandgefährdungsabschätzung. Quelle: Verändert nach ALLGÖWER (2003)

des Feuers werden dann wesentlich vom Zusammenspiel der biotischen und abiotischen Komponenten beeinflusst, die eine Modifizierung durch Präventivmaßnahmen und der Brandüberwachung erfahren. Die Ausbreitung des Feuers wird durch die Windrichtung und durch die Topographie, welche sich durch Faktoren wie Steilheit, Orientierung und Position im Gelände, Höhe und geomorphologische Form beschreiben lässt, beeinflusst. Der Schadensgrad ist dann wiederum von der Feuerintensität und Dauer des Brandes abhängig.

Zur Abschätzung der Brandgefährdung ist eine qualitative Gewichtung der Einzelfaktoren notwendig, um abhängig von den regionalspezifischen Gegebenheiten, Gefährdungsgrade abzuleiten (vgl. BRASS et al. 1983, SALAS und CHUVIECO 1994). Dabei müssen Faktoren, die zur Initialisierung von Bränden beitragen und Ausbreitungsfaktoren (räumliche Komponenten) berücksichtigt werden. Nach ALLGÖWER (2003) bildet die Topographie das konstanteste Element. Entscheidend für die Brandausbreitung ist vor allem der Neigungsgrad des Geländes. Hangaufwärts bewegen sich die Feuer viel schneller als in der Ebene bzw. hangabwärts. Der Grund hierfür ist die nach oben steigende heiße Luft, die bei dem Brand entsteht. Für die Brandausbreitung spielen auch die Höhe über N.N, die Hangexposition und die Landschaftsformen eine entscheidende Rolle. In größeren Höhen ist das Klima kälter und feuchter, was zu einer vergleichsweise verkürzten Feuersaison führt. Auch können Bergrücken unter bestimmten Gegebenheiten Feuer aufhalten (FULLER 1991). Der Einfluss der Hangexposition auf das Brandgefährdungspotenzial wird am folgenden Beispiel erläutert: Als eine besondere Erscheinung in der Mon-

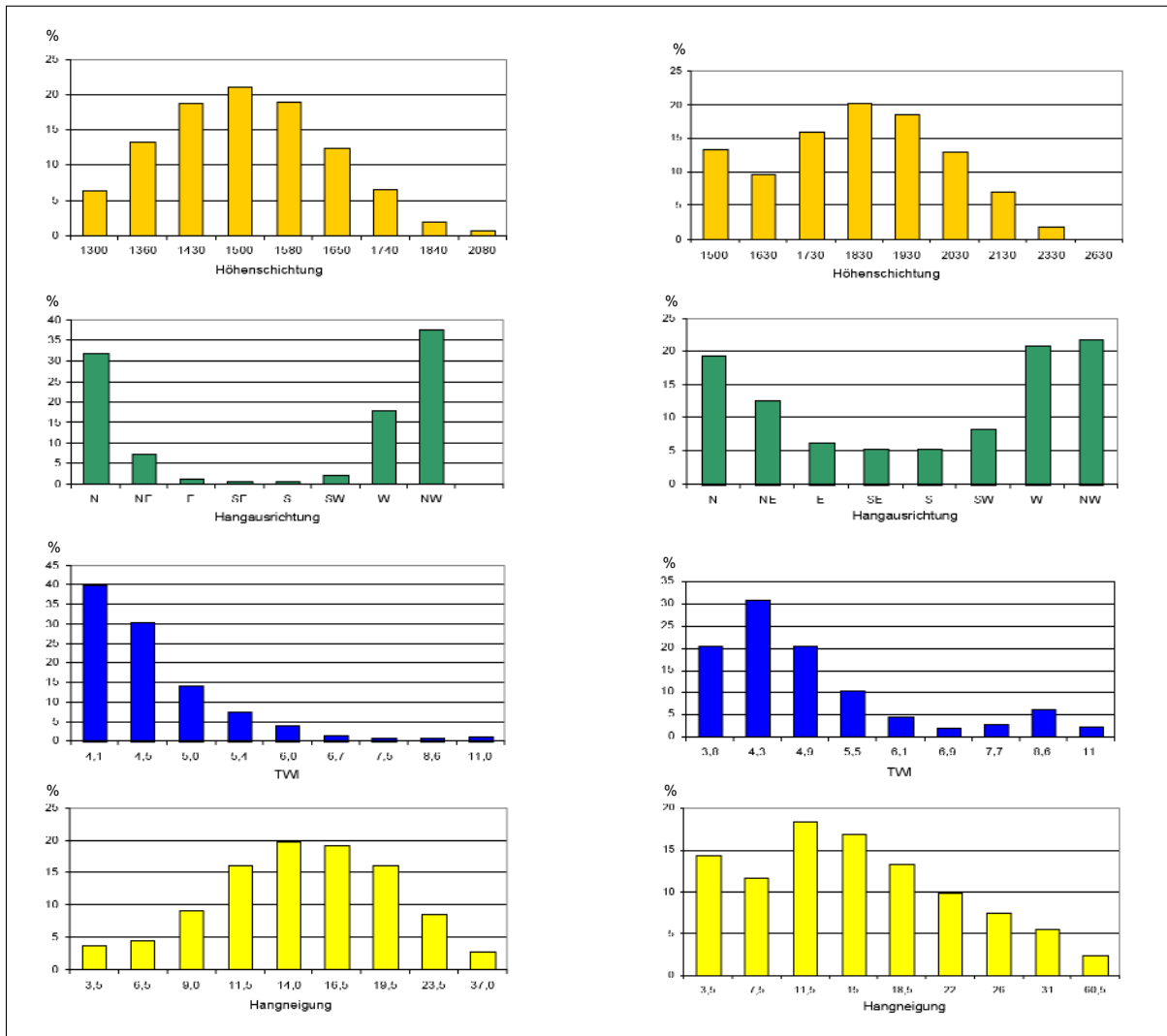
golei sind die Bedingungen für die Wälder auf den süd- und südwestorientierten Hängen im Bereich der Gebirgswaldsteppe zu nennen. Durch die starke Sonneneinstrahlung im Frühjahr und die damit einsetzende Schneeschmelze und erhöhte Verdunstungsrate weisen diese Hänge innerhalb der Gebirgswaldsteppe die höchste Brandgefährdung auf (PYNE et al. 1996, CHULUUNBAATAR 2002).

Nach eigenen Auswertungen der klassifizierten Brandflächen in den Projektgebieten *Mongonmorit* und *Batshireet* (vgl. Kapitel 7.1) sind im Bereich der Waldsteppe vor allem die südwestorientierten Hänge betroffen, auf denen sich noch geschlossene oder zumindest lockere helle Subtaigawälder (Lärchen- und Birkenwälder) befinden. Mit zunehmender Höhe über N.N sind die kartierten Waldbrandflächen, aufgrund der vorherrschenden Windrichtung aus Nordwest, überwiegend auf nordwest, nord- und westlich orientierten Hänge zu finden. In beiden Projektgebieten liegt der Prozentsatz deutlich über 70% (vgl. Abbildung 95). Im Rahmen der terrestrischen Inventurarbeiten (vgl. Kapitel 6.3.5) wurde neben der Standortqualität auch die potenzielle Brennbarkeit der Wälder anhand von Anwesenheit und Menge von brennbaren Materialien auf dem Waldboden, Exposition und Feuchtigkeit des Standortes geschätzt und in fünf Gefährdungsstufen eingeteilt. Stufe „1“ bedeutete hohe Brandgefährdung (trockenes Gras vom Vorjahr, feines Reisig und trockene Streuauflage). Eine geringe Brandgefährdung (Stufe „5“) resultierte aus einer üppigen lebendigen Bodenvegetation, raschem Stoffumsatz und einer geringen Streuauflage. Stufe zwei bis vier stellen graduelle Übergänge zwischen den Extremen dar (vgl. Tabelle 14). In

**Gefährdungsstufe**

	Lärche	Waldkiefer	Zirbelkiefer	Birke	Pappel
Sehr hoch	30	1	5	7	8
Hoch	159	28	120	38	17
Mittel	197	35	142	101	2
Gering	6		5	4	2
Sehr gering			1		

**Tabelle 14:** Waldbrandgefährdung in fünf Stufen für dominierend Baumarten im Projektgebiet *Batshireet* in Anlehnung an das mongolische System der Gefährdungsabschätzung



**Abbildung 95:** Histogramme der prozentualen Verteilung von Brandpixel innerhalb der topographischen Parameter Höhenschichtung, Hangausrichtung, Hangneigung und TWI. Linke Reihe: Projektgebiet *Batshireet*. Rechte Reihe: Projektgebiet *Mongonmorit*

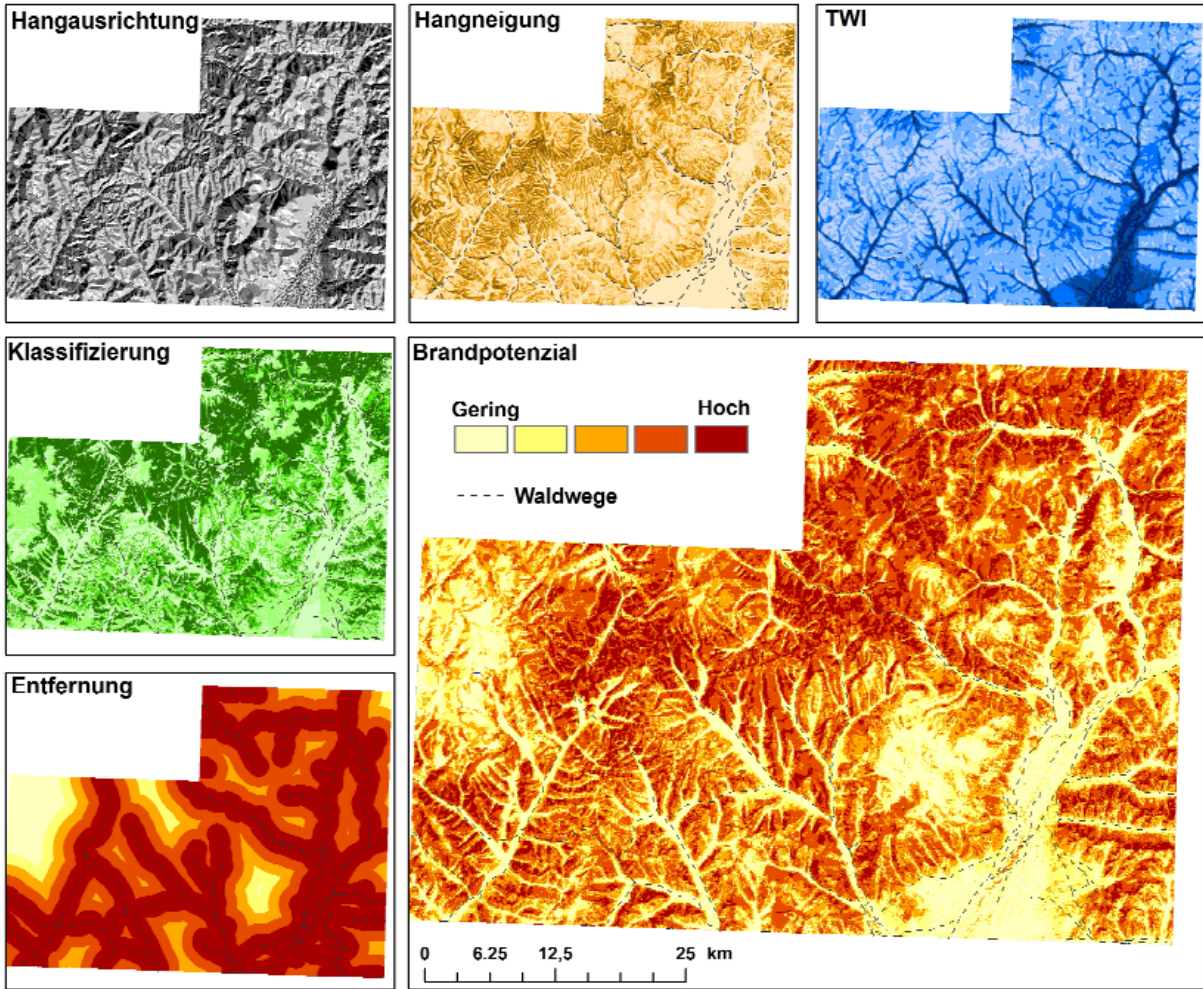
beiden Untersuchungsgebieten wurde der Gefährdungsgrad als sehr hoch bewertet. Im Projektgebiet *Batshireet* wurde lediglich bei 18 von 936 Stichprobenpunkten eine geringe bis sehr geringe Waldbrandgefährdungsstufe ermittelt. Somit unterliegen 98% der untersuchten Waldbestände einer hohen Brandgefährdung. Durch die vergleichsweise erhöhte Ablagerung von trockenem Brennmaterial (Nadelstreu) sind die Nadelbäume (Kiefern und Lärchen) am meisten durch Waldbrand gefährdet. (TRETER 1996, GUNIN et al. 1999, WIMBERLY et al 2006). Der Gefährdungsgrad steigt insbesondere während der kalten und trockeneren Frühlings- und Herbstmonaten, durch den geringen Wasserhaushalt in den Bäumen, sowie durch den im Vergleich trockeneren Untergrund exponentiell an.

Durch die Integration von Fernerkundungsdaten mit unterschiedlichen räumlichen und spektralen Auflösungen können wichtige flächendeckende Informationen zur Vegetationsverteilung und -zusammensetzung gewonnen werden. Hiermit lassen sich zumindest generalisierte Rückschlüsse auf die Art des brennbaren Materials treffen. Die Klassifizierung von Landsat TM/ETM Daten ermöglicht zwar eine Differenzierung in Hauptbaumarten, wichtige Informationen zur Bodenbedeckung (Bodenstreu), zur Bestandsdichte oder zur Quantifizierung der stark entflammablen Totholzanteile sind jedoch bei einer Auflösung von 30 Metern im multispektralen Bereich ohne zusätzliche terrestrische Erhebungsmethoden nicht möglich. Durch die Integration von digitalen Höhenmodellen (vgl. Kapitel 7.1.2) können eine Vielzahl von zusätzlichen topographischen Parametern wie Hangneigung, Hangausrichtung und Höhe ü. N.N für jeden beliebigen Punkt abgeleitet werden. Diese topographischen Parameter können dann unter Anwendung von GIS-Werkzeugen mit räumlichen Analysefunktionen mit den satellitenbildgestützten Waldkartierungen sinnvoll kombiniert werden, um die potenzielle Brandgefährdung einer Region darzustellen. Die Histogramme in Abbildung 94 zeigen die Verteilung der erfassten Waldbrände innerhalb der klassifizierten topographischen Parameter Höhenschichtung, Hangausrichtung, Hangneigung und TWI (*Topographic Wetness Index*) für die Projektgebiete *Mongonmorit* und *Batshireet*. Eine vergleichende Betrachtung der räumlichen Verteilung aller digital erfassten Objektarten ist aus den Histogrammen im Anhang der Arbeit (*Reliefanalysen*) zu entnehmen.

Die Abbildung 96 (S. 136) zeigt eine beispielhafte GIS-Anwendung zur Ableitung einer Brandgefährdungskarte für das Projektgebiet *Mongonmorit*. Mit Hilfe der räumlichen Analysefunktionen („*Spatial Analyst*“) kann eine wissensbasierte Verschneidung der gewichteten topographischen Variablen mit den Ergebnissen der überwachten Klassifizierung von Landsat 7 ETM+

Satellitenbilddaten erfolgen. Hierfür wurden jeweils fünf Gefährdungsklassen für die Parameter Exposition, Hangneigung, TWI und Vegetationsbedeckung in Anlehnung an ALLGÖWER (2003) erstellt und durch Entfernungsklassen zu den existierenden Waldwegen ergänzt. Dabei wird von den folgenden Vereinfachungen ausgegangen:

- Die Brandgefahr nimmt mit zunehmender Hangneigung exponentiell zu. In den Projektgebieten *Mongonmorit* und *Batshireet* weisen die erfassten Brandflächen in den steileren Hanglagen prozentual die höchsten Anteile auf.
- Die höchste Gefährdung weisen NW-orientierte Hänge aufgrund der vorherrschenden Windrichtung auf. Die niedrigste Gefährdung besteht auf südorientierten Hängen. Über 70% der Brandflächen liegen in beiden Projektgebieten auf nord-, nordwest- und westorientierten Hängen.
- Die Brandgefahr nimmt mit zunehmender Bodenfeuchte (TWI) kontinuierlich ab. In beiden Projektgebieten liegen die Brandflächen im Vergleich zu den anderen erfassten Objekten vornehmlich auf Hängen, die eine trockenere potenzielle Bodenfeuchte aufweisen.
- Nadelbäume (Kiefern- und Lärchenbestände) sind am stärksten gefährdet, insbesondere im Bereich der unteren Bergstufe unter extremen kontinentalen Bedingungen. Auenvegetation und feuchtere Bereiche in den unteren Hanglagen sind am wenigsten gefährdet.
- Mit zunehmendem Erschließungsgrad steigt die Waldbrandgefahr. Im Umkreis von 2 km um Waldwege ist diese sehr hoch (80% der erfassten Brandflächen liegen innerhalb dieser Pufferzone).



S	E, SE	NE, SW	N, W	NW	
Gering	Mittel	Hoch	Sehr hoch	Extrem	Hangausrichtung
0 - 7,5	7,5 - 15	15 - 20	20 - 30	>30	
Gering	Mittel	Hoch	Sehr hoch	Extrem	Hangneigung (Grad)
Busch	Steppe	Offener Forst	Birke - Lärche	Lärche - Kiefer	
Gering	Mittel	Hoch	Sehr hoch	Extrem	Klassifizierung
> 8	8 - 6	6 - 5	5 - 4	< 4	
Gering	Mittel	Hoch	Sehr hoch	Extrem	TWI
> 8	6 - 8	4 - 6	2 - 4	< 2	
Gering	Mittel	Hoch	Sehr hoch	Extrem	Entfernungsklassen

**Abbildung 96:** Beispielhafte Ableitung einer Brandgefährdungskarte unter Berücksichtigung der topographischen Parameter Hangausrichtung, Hangneigung, TWI, Vegetationsbedeckung und die Entfernung zu Waldwegen am Beispiel des Projektgebietes *Mongonmorit*