

河道内植生の洪水による破壊・再生を考慮した 植生動態モデルの開発

DYNAMIC GROWTH MODEL OF RIVER VEGETATION CONSIDERING THE
DESTRUCTION BY FLOODS AND REGENERATION PROCESS OF TREES

八木澤順治¹・田中規夫²
Junji YAGISAWA and Norio TANAKA

¹学生会員 修(工) 埼玉大学大学院 理工学研究科 (〒338-8570 埼玉県さいたま市桜区下大久保255)
²正会員 工博 埼玉大学大学院教授 理工学研究科 (〒338-8570 埼玉県さいたま市桜区下大久保255)

A dynamic model for predicting the long term change of vegetated area in river was developed when the flood does not change the morphology of the gravel bar. In this simulation model, the expansion, destruction due to floods and regeneration of the plants which grew on the gravel bar were considered. In this study, the wash-out of plants and tree trunk breakage were considered as the destruction mechanism of the river vegetation due to floods. For elucidating the characteristics of regeneration of tree type vegetation, tree regeneration situation after 1 year of the 2006 and 2007 flood event was investigated in the Arakawa River. The simulation model was applied to the middle stream reach of the Arakawa River for validating the change of vegetated area from 2000 to 2007. This model expressed the situation of vegetated area in 2007 within the reasonable limit. Especially, this model can be found to describe the location of each vegetation and expansion area of woody type vegetation by considering the tree's regeneration after the trunk bending or breaking damage by floods.

Key Words : riparian vegetation, regeneration, ,destruction of vegetation due to floods,
expansion of vegetated area

1. はじめに

近年、礫河原保全の観点から、砂礫州や高水敷の切り下げが行なわれている¹⁾。切り下げの効果を検討するため植生動態を予測するモデルの開発が求められている²⁾。その際、植生分布の経年変化(拡大、遷移)、洪水による破壊(小規模な礫の移動、植物の破壊)を正確に評価することが必要である。

河道内の植生動態解析に関連して、洪水による植生の破壊条件が把握されてきた²⁾⁻⁷⁾。洪水による植生の破壊限界の既往評価法を大別すると、1)植生の生育基盤の流失によって植生の流失(図-1(a))が生じるという考え方(例えば藤田ら²⁾、辻本ら³⁾、Eggerら⁴⁾)と、2)植生に作用するモーメントが転倒限界モーメントを超えた場合に植生の流失が生じるという考え方(例えば森⁵⁾、茂木ら⁶⁾、砂田ら⁷⁾)がある。上記手法によって、植生の流失を評価することは可能であるが、植生が流失しない場合にも、図-1(b)に示すように破断・倒伏などの異なる破壊被害を受ける。田中ら⁸⁾は荒川・熊谷大橋上流の砂礫州で、

2006年9月洪水時に倒伏・破断した樹木の翌年(2007年9月)の再生長を調査している。それによれば、倒伏・破断を受け再生した樹木に作用する抗力に関する特性(胸高直径、樹高)を樹齡換算した場合、破断・倒伏を受けずに生長した樹木よりも1~2年程度若いものに相当し、樹高に関しては再生長するものの、倒伏・破断前の7~8割程度となる。すなわち、破断・倒伏という破壊形態は樹林地を裸地に戻すのではなく、植生遷移を若干遅らせる程度の効果しかない場合もある。そのため、河道内の長期的な植生遷移を評価する際には、破断・倒伏破壊による再生長を考慮することが必要である。しかし、従来の樹林化評価モデルのように、流失による裸地化のみを考慮した場合、破断・倒伏により残存した樹木の再生長による植生回復と、それによる洪水時の樹木抵抗を正しく評価できない。

そこで本研究では、河道内植生の長期予測手法確立の第一段階として、大規模な地形変化(砂礫州自体の移動)を伴わない洪水を対象とし、砂礫州上の植生の破壊、回復および繁茂領域拡大機構を考慮した植生動態モデルを構築することを目的とする。

2. 植生動態モデルの構築

植生動態は、(1)洪水による植生の破壊、(2)洪水時の洗掘・植生空間への土砂堆積、(3)植生の遷移、(4)植生繁茂領域の拡大、という4つの現象を統合した形でモデル化した。以下では、モデルの骨格となる上記4つの現象のモデル化について説明する。

(1) 洪水による裸地の維持および植生の破壊

洪水によって砂礫州上が攪乱されると、植生動態に関連して生じる現象として、裸地を形成する基盤の移動(裸地の維持)、草本・木本の流失(裸地への更新)、木本の破断・倒伏(翌年に再生するものの、胸高直径から換算した樹齡は、実樹齡に対して若くなる。これを本研究では樹齡の巻き戻し効果と定義する)、がある(図-2)。ある洪水によって上記3項目が生じるかどうかは以下のように判断する。に関しては、砂礫州グリッドの摩擦速度 u_* (m/s)が、砂礫州グリッド毎に設定されている84%粒径(d_{84})の限界摩擦速度 u_{*c84} (m/s)を上回るかで判断する。 u_* 、 u_{*c84} はそれぞれ以下の式より算出した。

$$u_* = \sqrt{ghi_b} \quad (1)$$

$$u_{*c84}^2 = 80.9d_{84} \quad (2)$$

ここに、 g ：重力加速度(m/s^2)、 h ：水深(m)、 i_b ：河床勾配(本研究では各洪水の最大流量を対象としているため、最大流量時に擬似等流状態が成り立つとした)である。

草本・木本の流失に関しては、植物種毎に流失限界となる底面せん断力 τ_c ⁹⁾を設定することで、流失の有無を判断した(表-1)。木本の破断・倒伏に関しては、田中・佐々木¹⁰⁾と同様の方法で鉛直方向に変化する投影面積、葉層による抗力係数の増分等を考慮し、樹木に作用する抗力モーメント M を求め、タチヤナギ・ハリエンジュそれぞれの破断限界モーメント M_{bc} と比較することによって判定した。破断限界モーメント M_{bc} (Nm)は、田中ら¹¹⁾の載荷試験結果を参考に以下の式より算出した。

$$M_{bc} = kd_{BH}^3 \quad (3)$$

ここに、 k ：樹種毎に異なる比例定数(タチヤナギ、ハリエンジュそれぞれ $k=3.0, 2.0$)、 d_{BH} ：樹木の胸高直径(cm)であり、樹齡の関数(ハリエンジュ⁶⁾、タチヤナギ¹³⁾)として与えた。上記判定方法で破断・倒伏したと判断された樹木は、田中ら⁸⁾の考え方と同様、樹齡が X 年巻き戻されるとして植生の遷移・拡大過程に考慮し、 X は2006、2007年の洪水後の観測によって決定した。なお、本研究では、流失した植物が下流側の植物に付加抵抗として作用すること、上流側の植物の流失が下流側の植物の流失に及ぼす影響を考慮していない。しかし、実現象としては考慮すべき問題であり、今後改良を加える予定である。

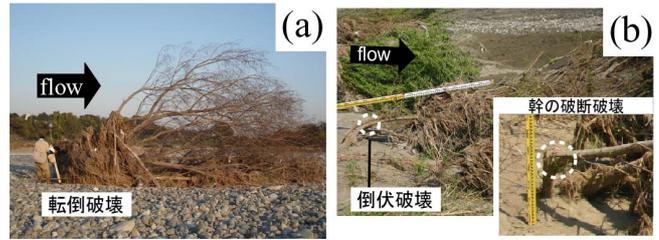


図-1 洪水時における河道内植生の破壊形態

(a) 流失破壊, (b) 破断, 倒伏破壊

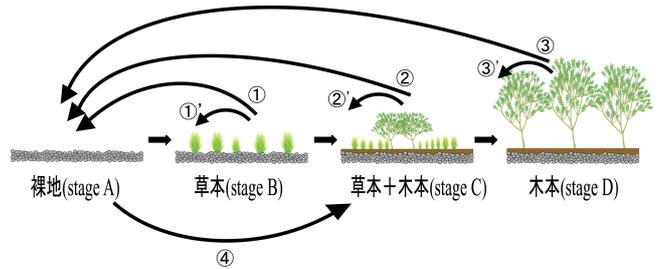


図-2 本研究で取り扱う植生遷移の素過程

①, ②, ③ は各ステージから裸地への変化

①', ②', ③' は流失を伴わない破壊

④ は従来考慮されなかった遷移過程

表-1 対象植物種の流失限界せん断力 τ_c (八木澤ら⁹⁾)

植物種	τ_c (N/m ²)
シナダレスズメガヤ	55
ツルヨシ	120
タチヤナギ	67
ハリエンジュ	75

(2) 洪水による洗掘と植生空間への土砂堆積

河床洗掘量は2007年9月の洪水後の現地調査より把握した。把握した洗掘深と当該地点における最大水深とを関連付けることによって、任意の水深に対する洗掘深の推定式を作成した。一方、対象砂礫州における土砂堆積は、洪水時(特に洪水減水期)に土砂を堆積させるのは草本植生のみ、当該砂礫州において、2006年の洪水時には草本空間内に細砂成分が堆積していたが、2007年の洪水時には細砂成分が堆積していなかった。細砂成分の輸送には、洪水波形や継続時間、上流域の崩壊の多寡など様々な要因があると考えられる。ここでは、流量規模が細砂成分の輸送を決定付けていると考え、ある流量規模を閾値として草本空間に細砂成分が堆積するかないかを判定することとした。すなわち、上述の2007年の洪水(最大流量3800m³/s)では堆積せず、2006年の洪水(最大流量1400m³/s)では堆積したことから、3000m³/s以下の流量規模の洪水では草本空間内に細砂が堆積(10cmの堆積厚)すると仮定した。

(3) 植生の遷移

砂礫州のあるグリッドにおける植生の生長に伴う遷移は、裸地領域に草本が入植、草本領域に木本(ハリ

エンジュが入植，裸地領域に木本(タチヤナギ)が入植，の3種類を考慮した．

上記3項目で遷移の方向を仮定したが，どのような条件が整えば遷移が進行するかを仮定する必要がある．藤田ら²⁾は，本研究と同様に長期間にわたって植生動態予測が可能なシミュレーションモデルを開発している．その中で細砂成分の堆積厚が植生遷移に重要であるとしている．しかし，堆積厚を決定する細砂成分の輸送量に不確定性が強いこと，また，砂礫州において対象とした植物種を観測すると，しっかりと根付くために必要な細砂成分の堆積厚がそれほど必要無いと考えられることから，堆積厚ではなく単に何年同じ状態でその場所が維持されたかを遷移の条件とした．すなわち，裸地から草本になるためには，裸地が更新されずに*i*年経過することが必要，草本から木本になるためには，裸地の状態からの累積年数が年経過することが必要，とした．図-3に上記2つの遷移例を示す．ここで，本研究で対象とした砂礫州では航空写真の判読により*i*，*j*はそれぞれ3年，5年とした．また，タチヤナギに関しては観測対象砂礫州の状況から裸地にも入植可能であると判断し，タチヤナギが種子散布を行なう春先の平均水位と後述する対象砂礫州の平均平水位との間において裸地にタチヤナギが入植する，と仮定した．しかし，上記条件を満足し遷移する際に，その場所が植生繁茂に適さない条件の場合もある．これに関して本研究では，植生の繁茂には平水位からの比高差が影響を及ぼすとした．実際にツルヨシ，タチヤナギは比較的比高の低い低水路際に繁茂するのに対し，シナダレスズメガヤやハリエンジュは比高の高い場所に繁茂していた．したがって，対象とした4種の繁茂限界となる比高差を知ることが必要である．この知見に関しては，末次ら¹²⁾の結果を参考にした．ここでは，比高差が2m以内の場所にツルヨシとヤナギが入植し，2m以上の場所にシナダレスズメガヤとハリエンジュが入植すると設定した．なお，計算対象とした砂礫州の平水位は熊谷水位観測所(距離標76km)における1972年から2001年までの欠測を除く22年分のデータをもとに求めた．

(4) 植生繁茂領域の拡大

植生の繁茂領域の拡大を表現するために，植物種ごとに異なる拡大率*k* (m/year)を用いた．その拡大率を決める際に，多摩川・千曲川で様々な植物種の拡大率を観測結果より推定している末次ら¹²⁾を参考にした．その結果から，本研究ではツルヨシは4.5，シナダレは4.0，タチヤナギは4.0，ハリエンジュは1.0として設定した．また，拡大の条件は，草本は裸地にのみ入植可能，木本は裸地・草本類に入植可能，の条件に該当しても，拡大する植物種の生育不可能な比高差の場合は入植不可，の三項目を仮定した．図-4に植生繁茂域拡大の模式図を示す．

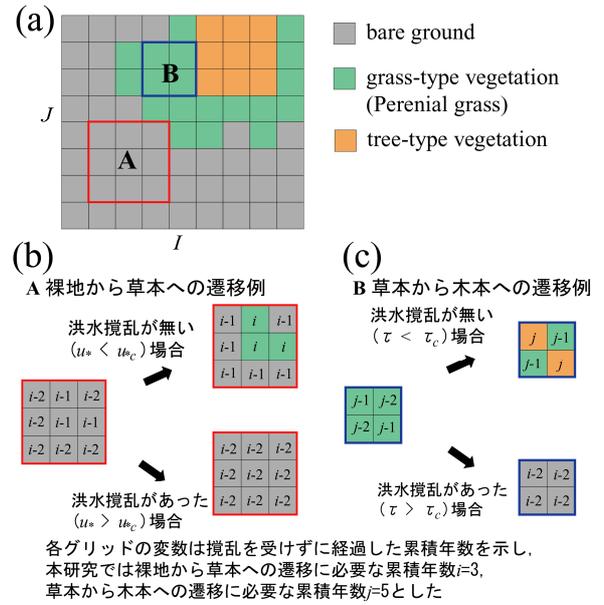


図-3 植生遷移例の模式図

(a) 植生分布例，(b) A領域における裸地から草本への遷移と攪乱による再裸地化の例，(c) B領域における草本から木本への遷移と攪乱による再裸地化の例

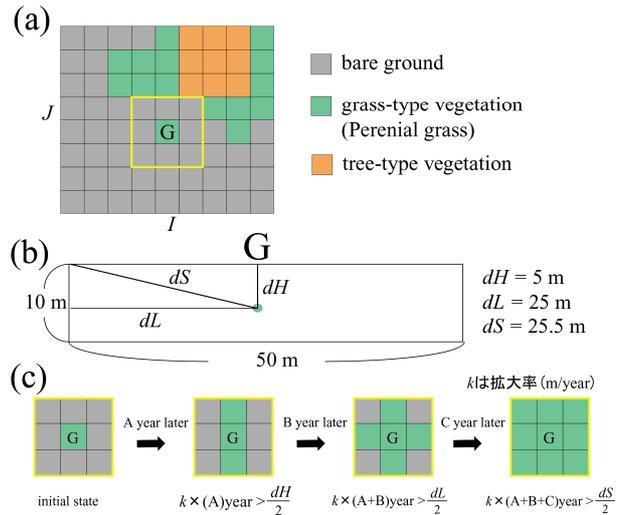


図-4 植生繁茂域拡大の模式図

(a) 植生分布例，(b) グリッドサイズと中心点からの距離の定義図，(dH ， dL ， dS はそれぞれ，グリッド中心点からの横断方向、流下方向、対角方向の距離を示す)，(c) 拡大率*k*を用いた上記3方向への植物の繁茂領域拡大判定方法

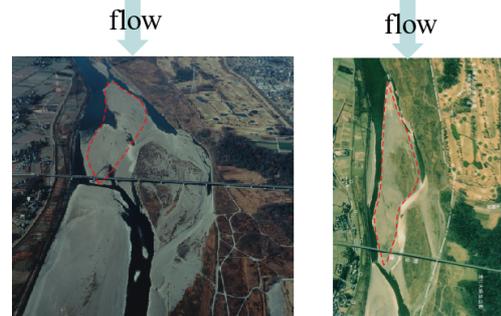


図-5 1999年(平成11年)(左)と2005年(平成17年)(右)における計算対象砂礫州の平面形状の変化を示す航空写真

(5) 計算条件

熊谷大橋上流に位置する砂礫州(距離標80km)を対象とし、平成12年(2000)から平成19年(2007)の8年間に對し、植生動態モデルを適用した。平成11年(1999)の洪水で砂礫州上の比高の大きい場所に残存したヤナギ群落を除く大部分の植生が流失していた。残存したヤナギ群落を植生繁茂状態の初期条件として与え、2000年を計算開始年とした。本モデルでは大規模な側岸侵食や河床変動に伴う砂礫州の平面形状の変化を含めるまでには至っていない。そこで、平成11年以降の砂礫州の形状がそれほど大きく変わっていないということを過去の航空写真により確認した(図-5)。対象洪水としては、上記計算期間の年最大流量を対象として計算を行なった(図-6)。1年に複数の洪水がある場合もあるが、その年で最も砂礫州上の植生に影響のあったものとして、年最大流量の洪水のみを対象とした。また、解析対象砂礫州の標高は、横断方向に約8m、流下方向に約50m程度のグリッドを作成し、2007年に得られた地表面の標高データを平均化することによって設定した。また、植生繁茂状態の初期条件は、計算開始年である2000年の航空写真をもとに設定した。

砂礫州の各グリッドにおける表層河床材料の粒径は、2006年に行なった砂礫州上の粒度分布調査結果より定められた。また、計算開始年(2000年)の粒度分布の情報がないこと、砂礫州の平面形状の大きな変化がないことから、砂礫州の粒度分布も大幅に変化していないと考え、解析期間中に砂礫州の表層粒度分布は変化しないという仮定を設けている。

砂礫州グリッドの水深は、対象とする洪水の継続時間をすべて含めて流況解析を計算することで得られるが、本研究で目的とするような長期解析を行なう場合、計算時間が膨大になってしまうため実用的では無い。そこで、一般座標系を用いた平面二次元流況解析で流量規模の異なる複数洪水の流況計算を別途行ない、その結果から得られた流量 Q と最大水深 H_{max} の関係($H-Q$ 曲線)を個々の砂礫州グリッドにおいて求めた。本解析モデルでは砂礫州の移動が生じるような大規模な河床変動を伴う洪水を対象としていないため、この関係より任意の洪水流量に対して、砂礫州グリッドの水深を得る方法が有効であると考へた。

3. 植生動態解析結果

(1) 破断・倒伏による樹齡の巻き戻し効果

図-7(a), (b)に、それぞれ破断前後の胸高直径、樹高から推定した樹齡の関係を示す。ここで破断前後の植生調査は、2006年10月と2007年9月の約1年間の間隔で実施した。なお、推定樹齡は平均的なタチヤナギの樹齡と胸高直径、樹高の関係¹³⁾を用いた。図-7の破線は、破断・倒伏を受けなかった樹木の翌年の樹齡を表している。胸

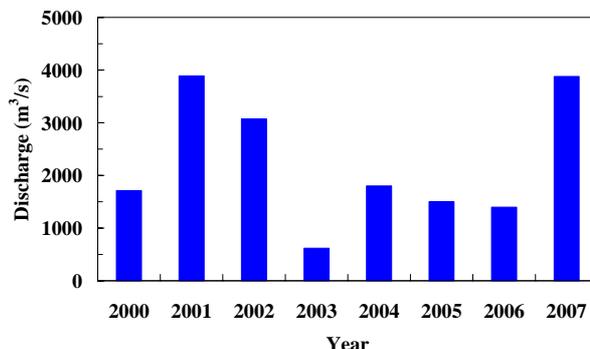


図-6 植生動態モデルに用いた2000～2007年の年最大流量 (植松橋水位・流量観測所(距離標86km地点))

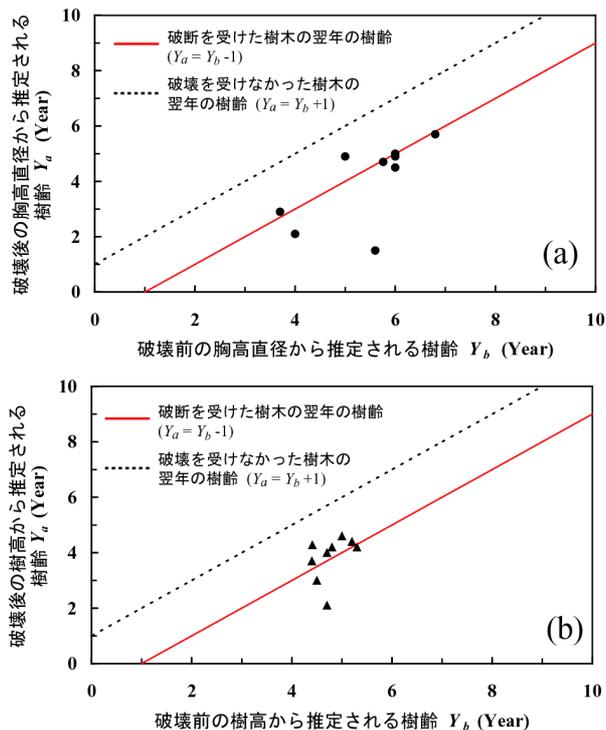


図-7 タチヤナギの再生特性

(a)破断前後の胸高直径から推定される樹齡の関係

(b)破断前後の樹高から推定される樹齡の関係

高直径、樹高から推定された破断後の樹齡(Y_a)は、破線よりも小さい値を示していることから、樹齡の巻き戻し効果があることがわかる。樹齡にして何年程度巻き戻されたかに関しては、多少ばらつきはあるものの、 $Y_a = Y_b - 1$ の関係式で表現できることから、破断・倒伏を受けたタチヤナギが引き戻された時間は約2年であることがわかる。このことより、破断・倒伏を受けた樹木は樹齡が $X=2$ 年巻き戻される効果として解析に反映させた。

(2) 裸地への木本類の侵入過程を考慮した植生動態解析結果

図-8(a), (b)に裸地領域への木本類の侵入過程考慮の有無による解析最終年(2007年)の植生動態解析結果を示す。また、表-2に、図-8における植生の違いを表す指標(I_p)とそれぞれの色分けの定義を、図-9に、解析結果に対応する対象植物の分布図(2007年の洪水後に観測)を

表-2 各植生の植生判別指標 I_V と各 I_V の色分けの定義
(図-8に対応)

植生判別指標 I_V	地状況	各 I_V の色
0	裸地	黄
1	ツルヨシ	橙
2	シナダレスズメガヤ	緑
3	タチヤナギ	赤
4	ハリエンジュ	青
5	計算領域外	紫
6	ツルヨシ・タチヤナギ混在	黄緑

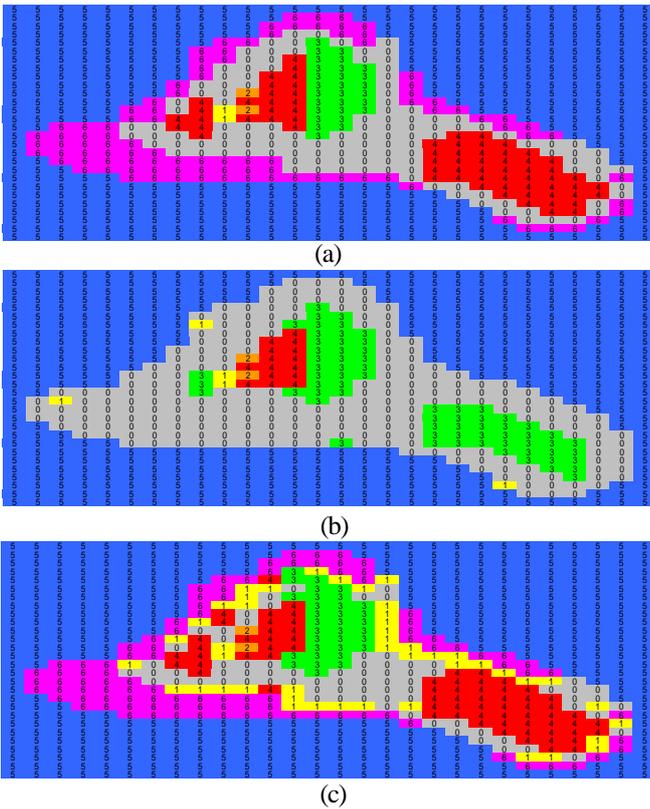


図-8 解析最終年(2007年)の植生分布

- (a) 木本の破断・倒伏後の再生長，裸地への木本の入植機構を含む遷移過程を考慮した場合，(b) (裸地 草本 木本)という植生遷移のみを考慮した場合，(c) 裸地への木本の入植機構のみを考慮した場合 ((a)から木本の破断・倒伏後の再生長を除いたもの)

示す．図-8(a)と(b)を比較すると，李ら¹⁴⁾のように裸地 草本 木本と順番通りに植生遷移が進行すると仮定した結果(図-8(b))よりも，本解析のように裸地にも木本が入植するという植生遷移を取り入れた結果(図-8(a))の方が，実際の植生分布(図-9)をより再現できていることがわかる．特に，図-9中のA地点・E地点におけるハリエンジュの繁茂・拡大，B地点における裸地の維持，C地点におけるタチヤナギの残存(未流失)，D地点におけるタチヤナギの入植など，実際の植生分布を表現できていることが確認できる．また，D地点をはじめとした水際へのタチヤナギの入植を表現できた理由として，木本類への遷移方法が従来の研究と異なるためであると考えられる．図-5の航空写真からもわかるように2005年時点ではD地点，F地点にはタチヤナギが繁茂していないが，2006年には砂礫州上流側を取り囲むように繁茂していたことを現地観測により確認している．これは，洪水減衰時に水際に漂着した枝あるいはタチヤナギが種子散布を行なう時期に水際に漂着した種子が発芽し生長したものと考えられる．本解析手法では最大流量のみを対象としているため，上記のような萌芽可能な枝や種子の漂着を表現できないものの，裸地にも木本類が遷移可能という考え方を導入したため，解析終了年(2007年)の実

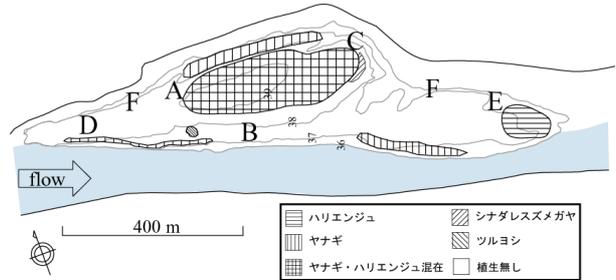


図-9 2007年洪水後に観測により確認した対象砂礫州の植生分布図

- (A, E:ハリエンジュ群落の繁茂, B: 裸地の維持, C: タチヤナギの残存, D: タチヤナギの入植, F: タチヤナギの流失)

際の植生分布の状況をより表現できたものと考えられる．しかし一方では，F地点のような砂礫州の端部において，実際には植生が流失したにもかかわらず，解析上は残存している箇所もある．このような場所では側岸侵食の影響で，樹木の生育基盤が削り取られることによって，流失限界自体が小さくなったものと考えられる．このことは，八木澤ら¹⁵⁾によっても報告されており，植生動態解析結果に大きな影響を及ぼすことから，今後さらに検討を行なう必要がある．

(3) 破断・倒伏後の再生長を考慮した植生動態解析結果

図-8(a)，(c)に解析最終年(2007年)における植生動態解析結果を，破断・倒伏による樹齢の巻き戻し効果の有無による相違に注目して示す．図-8(a)と(c)を比較すると，砂礫州中央付近のハリエンジュの拡大域，ツルヨシの繁茂領域に差が見られるものの，全体的な植生分布はほとんど変わらない．この理由として，本解析は木本の生長あるいは拡大といった長い年月を要する時間スケールに対して8年間という限定された短期間であるため両者にほとんど差異が認められなかったと考えられる．ツルヨシの拡大域に差が生じた理由として，木本の巻き戻し効果を除いたモデルでは破断された木本がその場から無くなり，裸地に戻ると判断される．そのため，裸地となった場所にツルヨシが入り込み，ツルヨシの繁茂域が拡大したものと考えられる．また，本解析で取り入れた破断・倒伏による樹齢の巻き戻し効果は比較的小規模な2006年の洪水に対して得られた知見であるため，大規模

出水によって樹木が受けた破断・倒伏が翌年どのような再生を行なうかについて更なる調査が必要である。木本の破断・倒伏後の再生を考慮した解析結果(図-8(a))と図-9を比較すると、各植物の繁茂位置に関しては、解析結果が実際の状況を概ね満足していると考えられる。また、個々の植物の繁茂領域(面積)に注目すると、E地点のハリエンジュ群落のように、実際にはより小規模な群落であるにもかかわらず、解析上は大規模な群落となってしまうっており、個々の植物の繁茂領域までは表現できていない。この理由として、本研究で用いた各植物の繁茂領域の拡大速度 k が異なる地点で得られた知見を適用しているためであると考えられる。また、清水ら¹⁾は、ハリエンジュは倒伏破壊を受けると活発に萌芽再生を行ない、洪水攪乱前と比較して群落を急激に拡大させることを報告している。このことは、繁茂領域の拡大率 k は洪水規模や破壊の程度によって変化することを意味しており、こうした効果を植生動態解析に取り入れていく必要があると考えられる。

上記の解析結果より、植生の入植位置は一致する箇所が見られたが、植生の繁茂領域を正確に表現するまでには至っていないことがわかった。植生動態解析の精度向上のためには、特に砂礫州上に繁茂する植物の遷移・拡大に関する生態学的知見の把握が重要である。

4. おわりに

本研究では、既往研究によって得られた植物の流失条件や、洪水攪乱後の再生特性に関する知見を用いて、植生動態モデルの構築を試みた。荒川の熊谷大橋地点における砂礫州を対象に2000年から2007年の8年間の植生動態解析を行ない、実際の植生分布と比較したところ、以下の点が明らかになった。

洪水攪乱による植生の破壊、その後の回復過程を考慮した本解析モデルは、樹木の入植箇所、樹木群が流失されずに残存しているという事実、裸地が維持されている箇所等、実際の砂礫州の状況を概ね表現できており、今後の植生動態を予測できる可能性を示唆した。

実際の植生分布を表現できている部分もあったものの、繁茂面積など定量的には表現できていない部分もあるため、砂礫州上に繁茂する植物のより詳細な生態的知見を集積し、植生動態解析モデルに反映することで精度向上を図る必要があると考えられる。

謝辞：本研究を行なうにあたり、国土交通省関東地方整備局荒川上流河川事務所に多くの資料を提供して頂いた。また、河川環境管理財団 河川美化・緑化調査研究助成(助成番号：2005-1(口) 代表者 田中規夫)の一部を使用した。記して謝意を表します。

参考文献

- 1) 清水義彦：礫床河川の植生化について - 河川地形・河床材料と洪水攪乱の視点から - , 第 44 回水工学に関する夏期研修会資料, 2008.
- 2) 藤田光一, 李參熙, 渡辺敏, 塚原隆夫, 山本晃一, 望月達也：扇状地礫床河道における安定植生域消長の機構とシミュレーション, 土木学会論文集, No.747/ -65, pp.41-60, 2003.
- 3) 辻本哲郎, 村上陽子, 安井辰弥：出水による破壊機会減少による河道内樹林化, 水工学論文集, 第 45 巻, pp.1105-1110, 2001.
- 4) Egger, E., Benjankar, R., Davis, L. and Jorde, K. : Simulated effects of dam operation and water diversion on riparian vegetation of the lower bois river IDAHO, USA, 32nd IAHR congress(CD-ROM), 2007.
- 5) 森千春：河道管理のための植生の長期変動予測に関する研究, 東京大学修士論文, pp.42-45, 1999.
- 6) 茂木信祥, 須賀堯三, 田田裕一：河道内高木群落の形成過程, 水工学論文集, 第 44 巻, pp.837-842, 2000.
- 7) 砂田憲吾, 河野逸朗, 田中総介：出水時における河道内樹木の破壊規模の予測に関する基礎的研究, 水工学論文集, 第 46 巻, pp.947-952, 2002.
- 8) 田中規夫, 八木澤順治, 佐々木寧, 福岡捷二：河道内樹木の洪水破壊形態と破壊限界値の基盤土壌条件による相違, 水工学論文集, 第 52 巻, pp.649-654, 2008.
- 9) 八木澤順治, 田中規夫, 福岡捷二：砂礫州上に繁茂する植生の洪水時流失限界評価, 河川技術論文集, 第 14 巻, pp.139-144, 2008.
- 10) 田中規夫, 佐々木 寧：2006 年ジャワ津波災害において海岸林が果たした役割とその破断・なぎ倒し限界, 水工学論文集, 第 51 巻, pp.1445-1450, 2007.
- 11) 田中規夫, 八木澤順治, 青木信哉, 福岡捷二：河道内樹木の洪水攪乱規模と樹齢による破壊限界変化, 河川技術論文集, 第 13 巻, pp.177-182, 2007.
- 12) 末次忠司, 藤田光一, 服部敦, 瀬崎智之, 伊藤政彦, 榎本真二：礫床河川に繁茂する植生の洪水攪乱に対する応答, 遷移および群落拡大の特性 多摩川と千曲川の礫河原を対象として, 国土技術政策総合研究所資料, 第 161 号, 2004.
- 13) 池内幸司, 田口隆男, 原田圭助：河道内樹木の生育特性に関する基礎調査：リバーフロント研究所報告, 第 9 号, pp.155-167, 1998.
- 14) 李參熙, 山本晃一, 望月達也, 藤田光一, 塚原隆夫, 渡辺敏：扇状地礫床河道における安定植生域の形成機構に関する研究, 土木研究所資料第 3622 号, p.168, 1999.
- 15) 八木澤順治, 千川真, 田中規夫, 側岸侵食が樹木の流失限界に及ぼす影響, 土木学会第 63 回年次学術講演会(CD-ROM), pp.527-528, 2008.
- 16) 清水義彦, 小葉竹茂機, 岡田理志：ハリエンジュによる動的河道内樹林化について, 水工学論文集, 第 45 巻, pp.1099-1104, 2001.

(2008.9.30受付)